

# Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung

Praxisorientierte Forschung im Bereich Wasserbau und Ökologie



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

**Bundesamt für Umwelt BAFU**

# Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung

Praxisorientierte Forschung im Bereich Wasserbau und Ökologie

# Impressum

## Herausgeberin

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

## Forschungsinstitutionen

Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs Eawag

Plateforme de Constructions Hydrauliques PL-LCH, (EPFL)

Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW, (ETH Zürich)

Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL

## Projektleitung

Anna Belser (Projektkoordination; BAFU),

Christoph Scheidegger (WSL), Sabine Fink (WSL),

Christine Weber (Eawag), David Vetsch (ETH Zürich),

Carmelo Juez (EPFL), Giovanni De Cesare (EPFL)

## Fachliche Begleitung

*BAFU*

Diego Dagani, Katharina Edmaier, Rémy Estoppey,

Lorenzo Gorla, Susanne Haertel-Borer, Christian Holzgang,

Andreas Knutti, Stephan Lussi, Benoît Magnin,

Antoine Magnollay, Manuel Nitsche, Martin Pfaundler,

Carlo Scapozza, Adrian Schertenleib, Gregor Thomas

*Kantone*

Norbert Kräuchi (AG), Christian Marti (ZH), Vinzenz Maurer (BE),

Erik Olbrecht (GR), Pascale Ribordy (FR), Thomas Stucki (AG)

*Forschungsinstitutionen*

Johny Wüest (Eawag), Christoph Vorburger (Eawag), Anton

Schleiss (EPFL), Giovanni De Cesare (EPFL), Robert Boes

(ETH Zürich), Christoph Hegg (WSL), Rolf Holderegger (WSL)

*Ingenieurbüros*

Tamara Ghilardi (CSD Ingénieurs SA), Lukas Hunzinger

(Flussbau AG SAH), Sandro Ritler (Holinger AG)

*Weitere*

Roger Pfammatter (Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband

SWV), Andreas Stettler (SWV), Benjamin Leimgruber (Aqua Viva),

Tobias Walter (Aqua Viva), Esther Leitgeb (Aqua Viva),

Stefan Vollenweider (Wasser-Agenda 21)

## Redaktion

Manuela Di Giulio, Natur Umwelt Wissen GmbH

## Dank

Die Autorinnen und Autoren bedanken sich bei den folgenden Personen für ihre wertvollen Beiträge bei der Erstellung des Berichts:

Marta Antonelli (Eawag), Francesco Caponi (ETH Zürich),

Melissa Dawes (WSL), Dorothea Hug Peter (WSL),

Michèle Kännel Dobbertin (WSL), Paolo Perona (EPFL),

Lucie Sprecher (Eawag), Davide Vanzo (ETH Zürich).

## Übersetzungen

Sprachdienst BAFU

## Grafiken

anamorph Visuelle Kommunikation

## Gestaltung

Funke Lettershop AG

## Titelbild

Die Moesa im Misox (Graubünden)

© Sabine Fink

## PDF-Download

[www.bafu.admin.ch/uw-2302-d](http://www.bafu.admin.ch/uw-2302-d)

Eine gedruckte Fassung kann nicht bestellt werden.

Diese Publikation ist auch in englischer, französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Englisch.

© BAFU 2023

# Inhaltsverzeichnis

<b>Abstracts</b>	<b>5</b>	4.3	Numerische Modellierung seitlicher Entlastungsbauwerke	40
<b>Vorwort</b>	<b>6</b>	4.4	Empfehlungen für praktische Anwendungen	44
<b>Einleitung</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>Aquatiscche Refugien bei Hochwasser</b>	<b>46</b>
<b>1 Strategische Planung von Revitalisierung und Naturschutz</b>	<b>10</b>	5.1	Was ist ein Refugium?	46
1.1 Herausforderungen für die Schutz- und Revitalisierungsplanung	10	5.2	Funktionsweise von Refugien	47
1.2 Warum Modelle für die Revitalisierungsplanung verwenden?	11	5.3	Verfügbarkeit und Bewertung von Refugien – drei Studien	49
1.3 Anwendung der ökologischen Modellierung in Planungsprojekten am Beispiel Pilze	12	5.4	Erhaltung und Wiederherstellung von Refugien	52
1.4 Revitalisierungsplanung: zeitliche und räumliche Skalen	13	<b>6</b>	<b>Simulation der Ablagerung von Feinsedimenten auf Vorländern</b>	<b>55</b>
1.5 Struktur und Form von Lebensräumen	14	6.1	Einleitung	55
1.6 Vernetzung ist entscheidend für eine erfolgreiche Revitalisierung	15	6.2	Numerische Modellierung	57
1.7 Die Nutzung genetischer Informationen zur Beurteilung der Vernetzung	16	6.3	Prozesse	57
1.8 Revitalisierungsplanung für Flusslandschaften: Aspekte, die bei der Verwendung von Modellen zu berücksichtigen sind	17	6.4	Ökologische Aspekte	59
		6.5	Fallstudie	60
<b>2 Öko-hydrodynamische Modellierung von Auen-Lebensräumen</b>	<b>19</b>	<b>7</b>	<b>Auswirkungen von Kolmation auf die vertikale Vernetzung</b>	<b>64</b>
2.1 Modellierung von Lebensräumen in Flusslandschaften	19	7.1	Kolmation	64
2.2 Ökologische und hydrodynamische Modelle miteinander verknüpfen	20	7.2	Dekolmation	70
2.3 Fallstudie: Moesa	22	7.3	Anthropogene Veränderungen und Folgen	71
2.4 Anwendung in der Praxis	25	7.4	Schlussbemerkung	72
<b>3 Seitliche Vernetzung – Nährstoffaustausch zwischen Ökosystemen</b>	<b>28</b>	<b>8</b>	<b>Korngrößenverteilung und biologisch-ökologische Merkmale der Bachforelle</b>	<b>74</b>
3.1 Bedeutung von Energie- und Stoffaustausch zwischen Wasser und Land	29	8.1	Einleitung	74
3.2 Daten zum aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfer in der Schweiz	31	8.2	Alters- und geschlechtsspezifische Unterschiede der Substratpräferenz	75
3.3 Bedeutung für das Fließgewässermanagement	36	8.3	Zusammenhang zwischen Grösse der Weibchen bei Erreichen der Geschlechtsreife und Substratstruktur	77
<b>4 Wechselwirkung zwischen Abfluss und Sohlenlage bei seitlicher Entlastung</b>	<b>38</b>	8.4	Auswirkungen auf Strategien zur Förderung der Bachforellenpopulation und zur Habitatverbesserung	79
4.1 Einleitung	38	<b>9</b>	<b>Sedimentkontinuität und Massnahmen zur Sedimentanreicherung</b>	<b>82</b>
4.2 Abschätzung des seitlichen Entlastungsabflusses	39	9.1	Unterbrochene Sedimentkontinuität	82
		9.2	Massnahmen zur Sedimentanreicherung	83
		9.3	Prozessgrundlagen	85
		9.4	Wirkungskontrolle	88
		<b>10</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>91</b>

# Abstracts

Riverscapes are a diverse habitat mosaic of patches ranging from wet to dry that are shaped by the hydro- and morphodynamic characteristics of the river. Sediment dynamics and connectivity are therefore two key elements influencing the flood protection and ecological functions in river restoration efforts. The interdisciplinary research project 'Riverscape – sediment dynamics and connectivity' links hydraulic engineering and ecology to evaluate measures fostering sediment dynamics and to explore functional riverscape habitats. This publication comprises a summary of the main research findings of the project, supplemented by perspectives from researchers and practitioners who were not directly involved in the project.

Flusslandschaften bilden ein vielfältiges Habitatmosaik von feuchten zu trockenen Standorten, die durch die hydro- und morphodynamischen Eigenschaften des Flusses geprägt sind. Sedimentdynamik und Vernetzung sind daher zwei Schlüsselemente, die den Hochwasserschutz und die ökologischen Funktionen bei Massnahmen zur Fließgewässerrevitalisierung beeinflussen. Das interdisziplinäre Forschungsprojekt «Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung» verbindet Wasserbau und Ökologie miteinander, um Massnahmen zur Förderung der Sedimentdynamik zu beurteilen und funktionale Lebensräume in Flusslandschaften zu erforschen. Diese Publikation fasst die wichtigsten Forschungsergebnisse zusammen und ergänzt diese durch Beiträge von Forschenden und Fachleuten aus der Praxis, die nicht direkt am Projekt beteiligt waren.

Les milieux fluviaux constituent une mosaïque d'habitats variés, allant des habitats très humides à d'autres complètement secs, qui se forment en fonction des caractéristiques hydrodynamiques et morphodynamiques des cours d'eau. Ainsi, la dynamique sédimentaire et la connectivité sont deux éléments influant sur la protection contre les crues et les fonctions écologiques dans les efforts de revitalisation des cours d'eau. Le projet de recherche interdisciplinaire « Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité » fait le pont entre l'aménagement et l'écologie des cours d'eau afin d'évaluer les mesures favorisant la dynamique sédimentaire et d'explorer les habitats fonctionnels des milieux fluviaux. La présente publication contient un résumé des principaux résultats de ce projet ainsi que des interprétations complémentaires de la part de chercheurs et de praticiens qui n'ont pas directement participé au projet.

I paesaggi fluviali sono caratterizzati da un mosaico di habitat diversi, da umidi ad aridi, plasmati dalle peculiarità idrodinamiche e morfodinamiche del corso d'acqua. La dinamica dei sedimenti e la connettività sono quindi due elementi chiave per la protezione contro le piene e le funzioni ecologiche negli sforzi di rivitalizzazione dei corsi d'acqua. Il progetto di ricerca interdisciplinare «Paesaggi fluviali – dinamica dei sedimenti e connettività» unisce la sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua al fine di valutare le misure che favoriscono la dinamica dei sedimenti ed esplorare gli habitat funzionali dei paesaggi fluviali. La presente pubblicazione comprende una sintesi dei principali risultati del progetto, integrata dai punti di vista di ricercatori e professionisti del settore non direttamente coinvolti nel progetto.

## Keywords:

*clogging, ecological function, flood protection, interdisciplinary research, refugia, river habitat, riparian species, river restoration*

## Stichwörter:

*Kolmation, ökologische Funktion, Hochwasserschutz, interdisziplinäre Forschung, Refugien, Lebensraum Fließgewässer, auenbewohnende Arten, Fließgewässerrevitalisierung*

## Mots-clés:

*colmatage, fonction écologique, protection contre les crues, recherche interdisciplinaire, refuges, habitat fluvial, espèces riveraines, revitalisation des cours d'eau*

## Parole chiave:

*colmatazione, funzioni ecologiche, protezione contro le piene, ricerca interdisciplinare, rifugio, ambienti fluviali, specie riparie, rivitalizzazione dei corsi d'acqua*

---

# Vorwort

Naturnahe Fliessgewässer gehören zu den artenreichsten Lebensräumen der Schweiz. Sie bilden ein Mosaik von feuchten zu trockenen Standorten, die sich durch wechselnde Abflussverhältnisse und die Sedimentdynamik stetig verändern. Sie bilden einen Korridor, der auch Kiesbänke, Auenwald und Tümpel umfasst. Durch die Vernetzung dieser Lebensräume kann sich die Artenvielfalt erhalten und entwickeln.

In der Schweiz sind heute viele Gewässer nicht mehr naturnah. Die meisten Flüsse und Bäche sind eingeeengt und ihr Abfluss und der Sedimenthaushalt verändert. Die Biodiversität im Lebensraum Gewässer hat stark abgenommen. Der Klimawandel bewirkt zudem erhöhte Wassertemperaturen und extremere Abflussverhältnisse. Ausgeprägte Hochwasser und verstärkt auftretende Niedrigwasser während Perioden der Trockenheit gefährden den Menschen und seine Infrastrukturen. Um diese Situation nachhaltig zu verbessern, müssen Hochwasserschutz- und Revitalisierungsmassnahmen aufeinander abgestimmt sein. Dies erfordert eine enge Zusammenarbeit verschiedener Fachdisziplinen.

Das interdisziplinäre Forschungsprojekt «Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung» verbindet die beiden Themen Wasserbau und Ökologie miteinander. Forschende beider Disziplinen haben gemeinsam Grundlagen und Lösungsvorschläge für die Wiederherstellung der Sedimentdynamik und der Vernetzung der Lebensräume erarbeitet. In der vorliegenden Publikation werden die wichtigsten praxisrelevanten Resultate vorgestellt. Sie richtet sich insbesondere an Fachleute aus der Verwaltung und der Privatwirtschaft.

Das Forschungsprojekt «Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung» war ein gemeinsames Projekt des BAFU und der Forschungsinstitutionen Eawag, EPFL, ETH Zürich und WSL sowie von Fachleuten aus der Praxis – aus Kantonen, privaten Büros und Nichtregierungsorganisationen.

Das BAFU bedankt sich bei allen Beteiligten für die wertvolle Zusammenarbeit und bei den Vertreterinnen und Vertretern der Kantone und der Privatwirtschaft für die engagierte Begleitung.

Katrin Schneeberger, Direktorin  
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

---

# Einleitung

Sabine Fink, Anna Belser, Giovanni De Cesare,  
Christoph Scheidegger, Christine Weber und David Vetsch

Hydrologische und hydraulische Prozesse wie beispielsweise der Sedimenttransport wirken sich auf aquatische, amphibische und terrestrische Organismen und ihre Lebensräume weit über das Hauptgerinne eines Fließgewässers hinaus aus. Dieser Bereich, der sogenannte «Lebensraum Gewässer», umfasst eine grosse Vielfalt von Auen-Lebensräumen, die abhängig von Abfluss und Sedimentdynamik räumlich und zeitlich variieren können. Die an das Leben in Flusslandschaften angepassten Tiere und Pflanzen profitieren von der sich verändernden Umwelt. Insbesondere die Sedimentdynamik kann Nährstoffe liefern, die Fortpflanzung fördern und Lebensräume sowohl neu schaffen als auch vorübergehend verändern.

In naturnahen Flusslandschaften bietet die grosse Fläche, die Land und Gewässer vernetzt, genügend Raum zur Entschärfung von Hochwassergefahren. Dagegen sind in veränderten Landschaften bei Ereignissen, die den vorgesehenen Abfluss überschreiten, menschliche Infrastrukturen und landwirtschaftliche Flächen betroffen, wodurch Schutzmassnahmen und ein Restrisikomanagement notwendig sind. Um Hochwasserschutz und ökologische Funktionen in Flusslandschaften miteinander zu verknüpfen, ist ein Verständnis des Vernetzungsgrades von grösster Bedeutung. Naturnahe Fließgewässer sind in mehreren Dimensionen mit ihrer Umgebung verbunden: in Längsrichtung von der Quelle bis zur Mündung, in Querrichtung vom Wasser bis (und einschliesslich) zu den Ufern und in der vertikalen Richtung vom Oberflächen- bis zum Grundwasser. Die Sedimentdynamik wirkt sich auf die Vernetzung in all diesen Dimensionen aus und die beteiligten Prozesse reichen vom Einzugsgebiet bis auf die Skala der einzelnen Projektfläche.

In ökologisch vernetzten Flusslandschaften können Arten in Gebieten Zuflucht finden, in denen die Auswirkungen von Extremereignissen (z. B. Hochwasser oder Trockenheit) geringer sind. Die funktionale Vernetzung fördert zudem die biologische Vielfalt, und dies selbst in kleinen Gebieten, da sie Lebensräume miteinander verbindet und Organismen die Möglichkeit bietet, sich auszubreiten oder neue Gebiete zu besiedeln. Die Wiederbesiedlung von Lebensräumen in

Flusslandschaften ist ein Schlüsselprozess, da sich auenbewohnende Arten entlang funktionaler Wasserwege über grosse Entfernungen ausbreiten können. Die strategische Planung der Revitalisierung und des Schutzes auf Einzugsgebietsebene profitiert von einer ganzheitlichen Perspektive. Modelle können helfen vorherzusagen, inwieweit gewisse Arten Lebensräume innerhalb von Flusslandschaften nach Jahren oder Jahrzehnten und auch unter sich ändernden klimatischen und morphologischen Bedingungen erreichen können (s. Kap. 1; Fink und Scheidegger 2023). Zudem sind aquatische und terrestrische Arten in Flusslandschaften auf spezifische Lebensräume angewiesen, um sich etablieren, wachsen und fortpflanzen zu können. Die Schaffung dieser Lebensräume an bestimmten Standorten wird auf Einzugsgebietsebene durch klimatische und hydrologische sowie auf lokaler Ebene durch hydrodynamische Faktoren geprägt (s. Kap. 2; van Rooijen *et al.* 2023).

In naturnahen Flusslandschaften sind Wasser und Land miteinander verbunden, auch durch Nahrungsnetze, in denen aus dem Wasser schlüpfende Insekten als hochwertige Nahrung für terrestrische Räuber dienen (z. B. Spinnen und Vögel; s. Kap. 3; Kowarik und Robinson 2023). Eine funktionale laterale Vernetzung zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen kann auch zur Prävention vor Naturgefahren wichtig sein, z. B. durch Hochwasserableitung. Flusslandschaften mit einem genügend grossen Raum für Wasserrückhalt können Hochwasserspitzen abschwächen und so die Auswirkungen von Hochwassern flussabwärts mildern. Bei einem grossen Hochwasserereignis leiten seitliche Entlastungsbauwerke das Wasser ab, beeinflussen aber auch den Geschiebetransport im Hauptgerinne (s. Kap. 4; Frei *et al.* 2023). Da eine regelmässige Flutung für die Auenvegetation wichtig ist, können solche Bauten auch eine wirksame ökologische Massnahme sein.

Bei kleinen und grossen Hochwasserereignissen suchen in Flusslandschaften lebende Arten Schutz in Refugien, d. h. in aquatischen oder terrestrischen Lebensräumen, in denen die Auswirkungen hoher Abflüsse und der Geschiebemobilisierung verringert sind (s. Kap. 5; Rachelly *et al.* 2023). Das Habitatmosaik in naturnahen Flusslandschaften schafft eine Fülle von Refugien, wobei die Geschiebezufuhr eine Voraussetzung für die Verfügbarkeit und Funktion dieser Rückzugsorte ist.

Zudem ist die Ablagerung von Feinsedimenten in Auen bei Hochwasser wichtig für die Bildung terrestrischer Auen-Lebensräume wie etwa artenreicher Auenwälder. Dieser Prozess ist stark von der Struktur innerhalb des Lebensraums abhängig; so fördern beispielsweise Sträucher und grasartige Vegetation die Sedimentablagerung. Kenntnisse zu Ablagerungseigenschaften von Feinsedimenten in Doppeltreppengerinnen sind für den Hochwasserschutz in regulierten Flüssen ebenfalls entscheidend (s. Kap. 6; Conde *et al.* 2023).

Schwebstoffe können sich auch im Gewässersubstrat ablagern. Dabei werden feine Partikel im Porenraum der Gewässersohle zurückgehalten, was zu einer Kolmation und damit zu einer Verringerung der Porosität und des Wasseraustauschs führt (s. Kap. 7; Dubuis *et al.* 2023). Bei verstärktem Abfluss nimmt die Geschiebemobilisierung zu, was wiederum zu einer Dekolmation und einer Resuspension von Feinsedimenten führt. Es ist wichtig, die für die Kolmation verantwortlichen Faktoren zu verstehen, da dieser Prozess die Nährstoffflüsse einschränkt und die freie Zirkulation von sauerstoffreichem Wasser verhindert. Letzteres ist entscheidend für die Entwicklung der Eier von kieslaichenden Fischarten wie der Bachforelle. Zudem wirken sich Art und Grösse des Sediments im Gewässersubstrat auf die räumliche Verteilung der Bachforellen aus, abhängig vom Alter und Geschlecht der einzelnen Fische (s. Kap. 8; Takatsu *et al.* 2023).

Die Schaffung einer naturnahen Sedimentdynamik ist der Schlüssel zur Verbesserung der ökologischen Funktion des Gewässersubstrats. Eine beeinträchtigte Geschiebekontinuität kann durch eine Sedimentzugabe gemildert werden. Der optimale Ansatz für Massnahmen zur Sanierung des Geschiebehauhalts unterscheidet sich je nach angestrebtem Ziel, z. B. Verbesserung des Fischlaichhabitats, Förderung der Sohlenstrukturen oder Verbesserung der Gerinnewegdynamik (s. Kap. 9; Mörtl *et al.* 2023). Bei allen Massnahmen hängen der ideale Zeitpunkt, die Qualität und die Quantität der Sedimentzugabe stark von den Hochwasserschutzzielen und den ökologischen Merkmalen der von der Zugabe betroffenen aquatischen und terrestrischen Arten oder Lebensräume ab (z. B. Fische und Vegetation im Fliessgewässerabschnitt).

Die vorliegende Publikation ist das Ergebnis eines interaktiven Prozesses, an dem die am Projekt beteiligten Forschenden und die Begleitgruppe aus Praktikerinnen und Praktikern von privaten Büros, NGOs sowie kantonalen und eidgenössischen

Verwaltungen mitgewirkt haben. Sie fasst die wichtigsten Resultate der Projektphase 2017–2021 zusammen (s. Box 1) und enthält Beiträge von Forschenden und Fachleuten aus der Praxis, die nicht direkt am Projekt beteiligt waren (s. «Box: In der Praxis» in jedem Kapitel). Weitere Informationen zum Programm «Wasserbau und Ökologie» und zu den Projekten finden sich auf der Website [www.rivermanagement.ch](http://www.rivermanagement.ch), die auch Links zu früheren Berichten und wissenschaftlichen Publikationen enthält.



### Box 1: Forschungsprogramm «Wasserbau und Ökologie»

Das Bundesgesetz vom 24. Januar 1991 über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG; SR 814.20) und die Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV; SR 814.201) fordern funktionsfähige Flüsse in naturnahen Gewässerräumen, wobei der Hochwasserschutz gewährleistet sein muss. Um diesen Auftrag zu erfüllen, wird seit 2011 eine nationale Strategie zur Revitalisierung der Gewässer umgesetzt. In einer vorausschauenden Perspektive hat das Bundesamt für Umwelt (BAFU) bereits vor 20 Jahren zusammen mit den Forschungsinstitutionen VAW (ETH Zürich), PL-LCH (EPFL), Eawag und WSL das interdisziplinäre Forschungsprogramm «Wasserbau und Ökologie» initiiert. Ziel dieses Programms ist es, wissenschaftliche Grundlagen und praxisorientierte Lösungen für den Umgang mit Fliessgewässern zu erarbeiten und umsetzungsgerecht aufzuarbeiten. Am Programm sind Forschende aus verschiedenen Fachdisziplinen und Fachleute aus der Praxis beteiligt. Die Ergebnisse sollen den Vollzug des Gewässerschutzgesetzes und des Bundesgesetzes vom 21. Juni 1991 über den Wasserbau (SR 721.100) unterstützen und stehen der Praxis in Form von wissenschaftlichen und technischen Artikeln, Handbüchern, Berichten und der BAFU-Publikationsreihe Umwelt-Wissen zur Verfügung.

«Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung» war das vierte mehrjährige Forschungsprojekt des Programms «Wasserbau und Ökologie» nach «Rhone-Thur», «Integrales Flussgebietsmanagement»

und «Geschiebe- und Habitatsdynamik». Es umfasste zwei Forschungsschwerpunkte, die sich beide mit Hochwasserschutz und Ökologie von mittelgrossen Flüssen befassen: (i) Sedimentdynamik und (ii) longitudinale, laterale und vertikale Vernetzung. Eine detaillierte Beschreibung des Forschungsprojekts mit seinen spezifischen Schwerpunkten, Teilprojekten und Forschungsfragen findet sich in Vetsch *et al.* (2018) und Fink *et al.* (2018).

Zu den wichtigen praxisbezogenen Produkten des Forschungsprogramms, die bisher publiziert wurden, zählen:

- Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen (Woolsey *et al.* 2005) [in Deutsch und Englisch]
- Integrales Gewässermanagement – Erkenntnisse aus dem Rhone-Thur-Projekt (Rohde 2005) [in Deutsch]
- Synthesebericht Schwall/Sunk (Meile *et al.* 2005) [in Deutsch]
- Wasserbauprojekte gemeinsam planen. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten (Hostmann *et al.* 2005) [in Deutsch und Französisch]
- Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Erkenntnisse aus dem Projekt Integrales Flussgebietsmanagement (BAFU 2012) [in Deutsch, Französisch und Italienisch]
- Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Geschiebe- und Habitatsdynamik (BAFU 2017a) [in Deutsch, Französisch und Italienisch]

# 1 Strategische Planung von Revitalisierung und Naturschutz

*Fliessgewässerrevitalisierungen müssen vielen ökologischen und gesellschaftlichen Bedürfnissen gerecht werden. Eine strategische Planung kann dazu beitragen, die Projektziele auf kantonaler und lokaler Ebene zu priorisieren. In diesem Kapitel werden Methoden zur Revitalisierungsplanung vorgestellt, die auf Modellen und genetischen Analysen verschiedener Organismengruppen basieren und es ermöglichen, vergangene Besiedlungsprozesse entlang von Flüssen zu rekonstruieren und zukünftige vorauszusagen. Die hier diskutierten Planungsinstrumente helfen dabei zu bestimmen, ob die aktuellen Schutzgebiete für die langfristige Erhaltung der auenbewohnenden Arten ausreichend sind.*

Sabine Fink und Christoph Scheidegger

## 1.1 Herausforderungen für die Schutz- und Revitalisierungsplanung

Die Planung von Fliessgewässerrevitalisierungen ist anspruchsvoll, da sowohl die Entwicklung von terrestrischen und aquatischen Lebensräumen als auch deren Besiedlung durch Flora und Fauna von ihrer Vernetzung entlang von Flüssen abhängt (Abb. 1). Dies wird in der Strategie Biodiversität Schweiz (BAFU 2017b) anerkannt: Sie unterstreicht die Bedeutung des Austauschs von Individuen und Genen über eine funktionierende ökologische Infrastruktur, die aus einem Netzwerk von für die Biodiversität wichtigen Flächen gebildet wird. Schutzgebiete wie Smaragd-Gebiete oder Biotope von nationaler Bedeutung sowie Bereiche mit begrenzten menschlichen Aktivitäten wie Jagdbanngebiete sind wichtige Knoten dieser Netzwerke. Sie können unterschiedliche Lebensräume für Arten bieten, und dienen z. B. als Zufluchtsorte für kurzfristiges Verweilen oder temporären Schutz, oder als Refugien, die ein langfristiges Überleben trotz sich ändernder Umweltbedingungen erlauben (s. Kap. 5; Rachely *et al.* 2023).

Um solche Netzwerke aus Lebensräumen und die Prozesse zu verstehen, die zur Erhaltung der Verbindungen zwischen den Netzwerkknoten beitragen, sind räumlich explizite Daten notwendig: sowohl über das aktuelle und voraussichtliche Vorkommen von Arten und die Verteilung ihrer Lebensräume, wie auch über artenspezifische Ausbreitungsmöglichkeiten. Für viele Arten sind zwar schweizweit Daten zur ökologischen Nische vorhanden, jedoch können die Verfügbarkeit und Qualität von regionalen Informationen über das effektive Vorkommen von Zielarten erheblich variieren. Gross angelegte

Feldstudien, die sämtliche Fundorte einer bestimmten Art in der Schweiz kartieren, sind nicht durchführbar. Für eine wirksame Planung sind aber räumlich explizite Daten in einem grossen Umfang erforderlich.

### Abbildung 1

*Vielfältiger Auen-Lebensraum entlang der Moesa im Misox-Tal (GR). Die Vernetzung von offenen Kiesbänken zwischen dicht bewachsenen Gebieten entlang von Flüssen kann durch Feldstudien, genetische Analysen und Simulationen der Ausbreitung zwischen Lebensräumen untersucht werden.*



Bild: S. Fink

## 1.2 Warum Modelle für die Revitalisierungsplanung verwenden?

Mit ökologischen Modellen können Lücken in der Kenntnis zur Verbreitung von Arten geschlossen werden, wenn nur wenige Funddaten vorhanden sind. Gestützt auf vorhandene

Artennachweise hilft dieser Ansatz den Planerinnen und Planern, den Zusammenhang zwischen ökologischen Faktoren und dem Vorkommen, der Fortpflanzung und der Ausbreitung von Arten zu verstehen (s. Box 2 und Kap. 2; van Rooijen *et al.* 2023). Mit solchen Modellen lässt sich zudem die räumliche und zeitliche Verbreitung von Arten

### Box 2: Ökologische Modelle

Ökologische Modelle basieren auf Informationen über Zielarten, die beim Schweizerischen Informationszentrum für Arten ([www.infospecies.ch](http://www.infospecies.ch)) verfügbar sind oder aus Feldstudien stammen (Abb. 2). Für Zielarten, die im Rahmen eines Rote-Liste-Projekts untersucht wurden, bilden die detaillierten Präsenz- und Absenzdaten für verschiedene Standorte in der Schweiz eine solide Grundlage für die Modellierung.

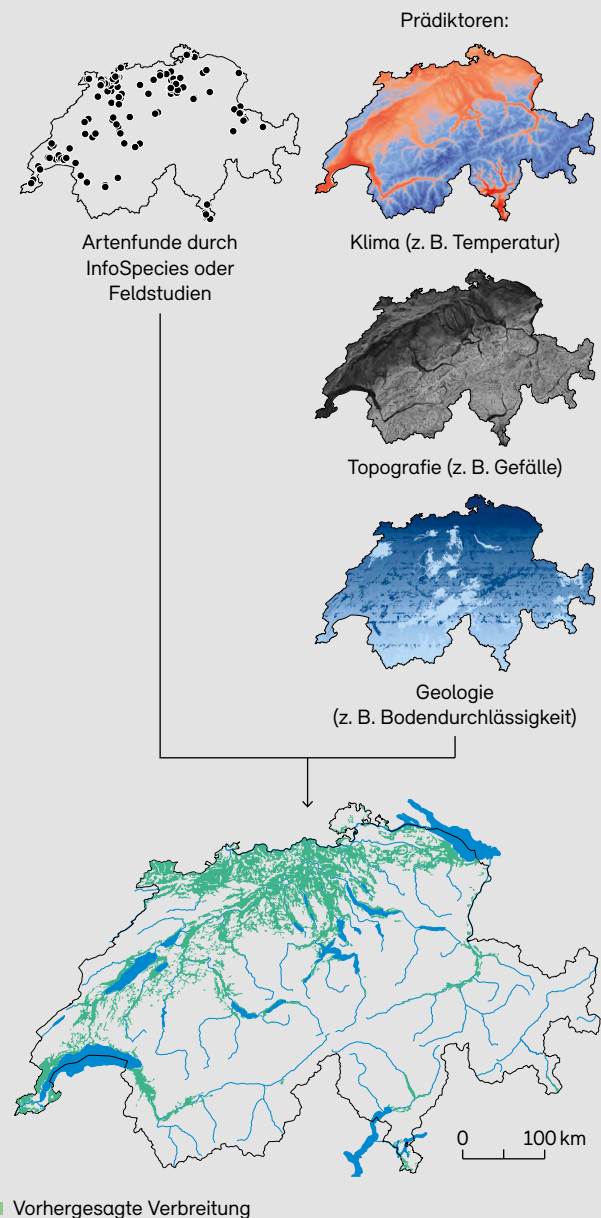
Jedes Modell erfordert einen geeigneten Satz von Prädiktoren (Umweltvariablen, die zur Vorhersage eines Ereignisses, einer Situation oder anderer Variablen verwendet werden). In den in diesem Kapitel vorgestellten Beispielen wurden klimatische, geologische und topografische Prädiktoren ausgewählt, um die Nische der Arten abzubilden.

Für Pflanzen dürften die durchschnittliche Temperatur während der Vegetationsperiode und die Geländeneigung (ein Proxy für die einfallende Strahlung) von Bedeutung sein, während für Pilze die durchschnittliche Jahrestemperatur und der Niederschlag die Hauptfaktoren darstellen. Georeferenzierte Umweltdaten stehen auf nationaler Ebene zur Verfügung.

Modellierungsalgorithmen sind als Open-Source-Pakete in der kostenlosen Softwareumgebung R ([www.cran.r-project.org](http://www.cran.r-project.org)) verfügbar. Zur Habitatmodellierung gibt es umfangreiche Literatur (z. B. Guisan *et al.* 2017). Karten zur Habitateignung lassen sich unter Verwendung eines Schwellenwerts in Karten zur vorhergesagten Verbreitung der Arten umwandeln.

Abbildung 2

Ökologische Modelle verknüpfen Artenfunde (oben links) und Karten mit Prädiktoreninformationen (oben rechts) nach einem statistischen Ansatz, um eine Karte der prognostizierten Artenverbreitung zu erstellen (unten).



Quelle: WSL

**Abbildung 3**

(a) *Morchella semilibera* wurde mit einer Methode identifiziert, bei der Pilze mit einer hohen Affinität zu Auen-Lebensräumen als typische auenbewohnende Arten erkannt werden. (b) Ausgehend von Funden (schwarze Punkte) wurden Vorkommen (grüne Flächen) zwar in aktuellen Schutzgebieten (rot umrandete Flächen) vorhergesagt, jedoch häufiger in derzeit nicht geschützten Gebieten entlang der Aare im Kanton Bern.

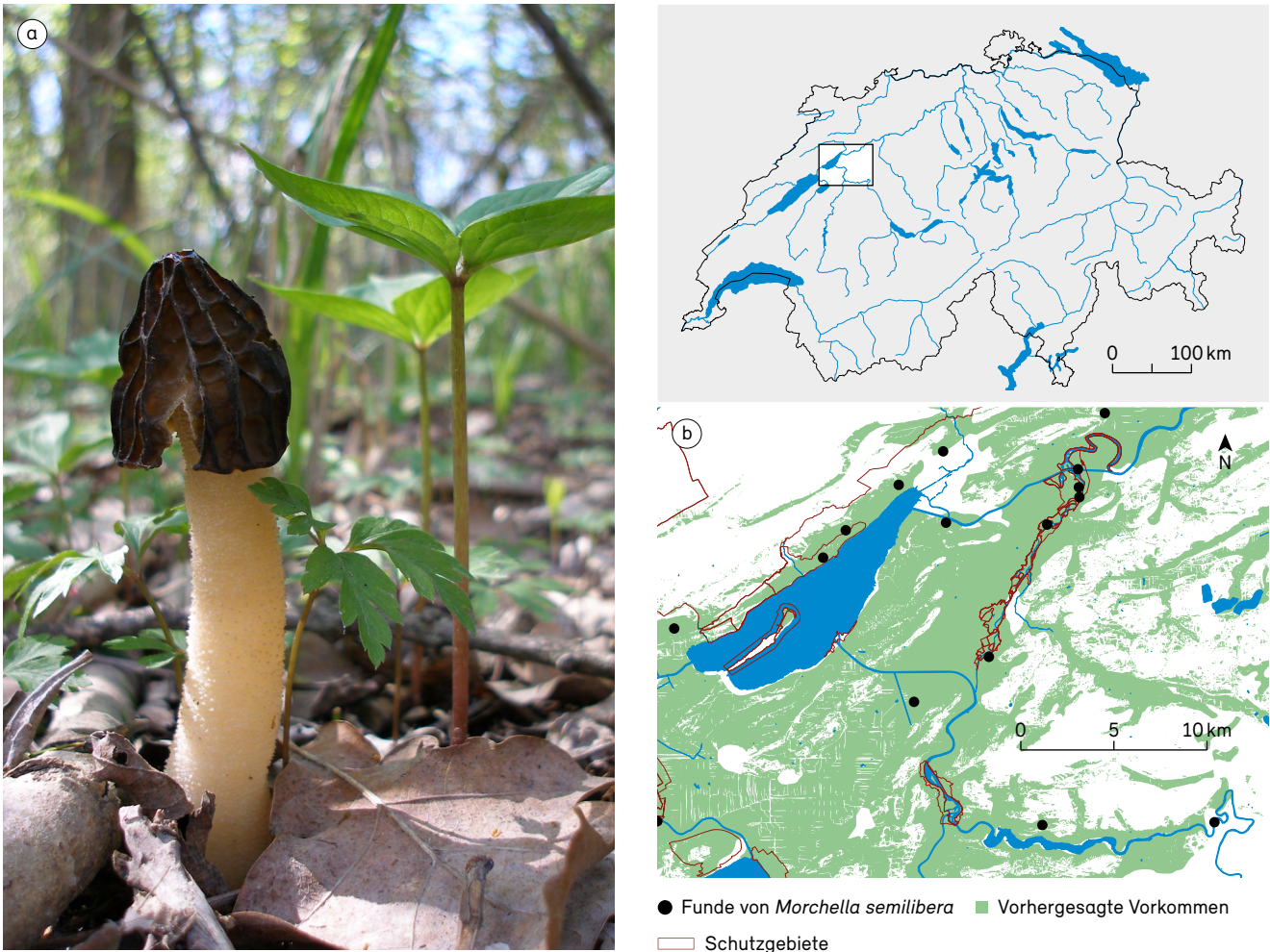


Bild: A. Gross, Abbildungen: WSL

vorhersagen und sie können auch zur Beurteilung der wichtigsten ökologischen Faktoren verwendet werden, die für geeignete Lebensräume für eine bestimmte Art vorhanden sein müssen. Weiter ermöglichen sie eine Prognose für andere Gebiete anhand der dort herrschenden Umweltbedingungen, ohne dass Daten über das tatsächliche Vorkommen der Art in diesen Gebieten vorhanden sind. Die dabei eingesetzten statistischen Verfahren gehen davon aus, dass für die Artenverbreitung entscheidende Kernprozesse von ökologischen Bedingungen abhängen, welche sowohl durch biotische als auch abiotische Faktoren beschrieben werden können.

### 1.3 Anwendung der ökologischen Modellierung in Planungsprojekten am Beispiel Pilze

Revitalisierungsprojekte fokussieren meist auf einige wenige Artengruppen aus Flora und Fauna und berücksichtigen selten andere Organismengruppen wie etwa Pilze. Pilze kommen in vielen Lebensräumen innerhalb des Habitatmosaiks in Auen vor, wobei sie eine wichtige Rolle bei Ökosystemprozessen wie etwa beim Abbau organischer Stoffe spielen oder als Mykorrhiza eine Symbiose mit Pflanzen eingehen. Trotz dieser wichtigen Funktionen finden Pilze in

der Planung aber zu wenig Beachtung. Pilze leisten einen wichtigen Beitrag zur biologischen Vielfalt in Auenwäldern und anderen Ökosystemen, lassen sich aber aufgrund des begrenzten saisonalen Auftretens ihrer Fruchtkörper nur schwer erfassen. Daten über das Vorkommen von Pilzarten sind daher in vielen interessanten Regionen nur spärlich vorhanden. Ökologische Modelle auf der Grundlage von Artennachweisen, die in der ganzen Schweiz von einer grossen Gemeinschaft von freiwilligen Mykologinnen und Mykologen (Fachleute für Pilze) gesammelt wurden, können uns helfen, diese Informationslücken zu schliessen.

Eine Liste der in der Schweiz vorkommenden typischen Pilze in Auen gibt es nicht. In einer kürzlich durchgeführten Studie wurden daher räumliche Informationen aus Einzelnachweisen verwendet, um Arten zu identifizieren, die oft in der Nähe von Flüssen vorkommen (Fink *et al.* 2021). Die daraus resultierende Liste häufiger Arten mit einer hohen Affinität zu Auen-Lebensräumen wurde mithilfe von Daten aus der Literatur zu ihrer Ökologie evaluiert – wie der Identifizierung von Wirtsbaumarten der Pilze, die auch typisch für Auen-Lebensräume sind, oder von Bodensubstraten (z. B. Sand), die für das Wachstum der Arten erforderlich sind. Eine der identifizierten typischen Arten ist *Morchella semilibera*: eine saprophobe Art, die häufig auf Torfböden oder Humus vorkommt und mit auenbewohnenden Pflanzen vergesellschaftet ist. Mit einem ökologischen Modell wurden dann geeignete Lebensräume für diese Art entlang von Flüssen vorhergesagt (Abb. 3).

Ein Netzwerk zusammenhängender Lebensräume für auenbewohnende Arten sollte bestehende Gebiete mit hoher Biodiversität einbeziehen. Die Rolle der derzeit geschützten Habitate in der Schweiz (z. B. Auen von nationaler Bedeutung, Smaragd-Gebiete) wurde durch einen Vergleich des Anteils an geeignetem Lebensraum innerhalb des geschützten Perimeters mit jenem ausserhalb der Schutzgebiete bewertet. Die Modelle ergaben, dass in den nicht geschützten Gebieten wesentlich mehr geeignete Lebensräume für Pilze vorhanden sind als in den aktuellen Schutzgebieten, was dafürspricht, derzeit nicht geschützte Gebiete mit hohem Potenzial in die Naturschutzplanung für auenbewohnende Pilze einzubeziehen (Abb. 3). Das Potenzial dieser Gebiete für den Artenschutz sollte auch für andere Organismen im gleichen Lebensraum berücksichtigt

werden (s. Gildensystem, BAFU 2021a). Zudem könnte ein Einbezug dieser Gebiete dazu beitragen, divergierende Interessen von Arten mit gegensätzlichen Bedürfnissen in bereits geschützten Gebieten zu kompensieren (Jöhl *et al.* 2020).

#### 1.4 Revitalisierungsplanung: zeitliche und räumliche Skalen

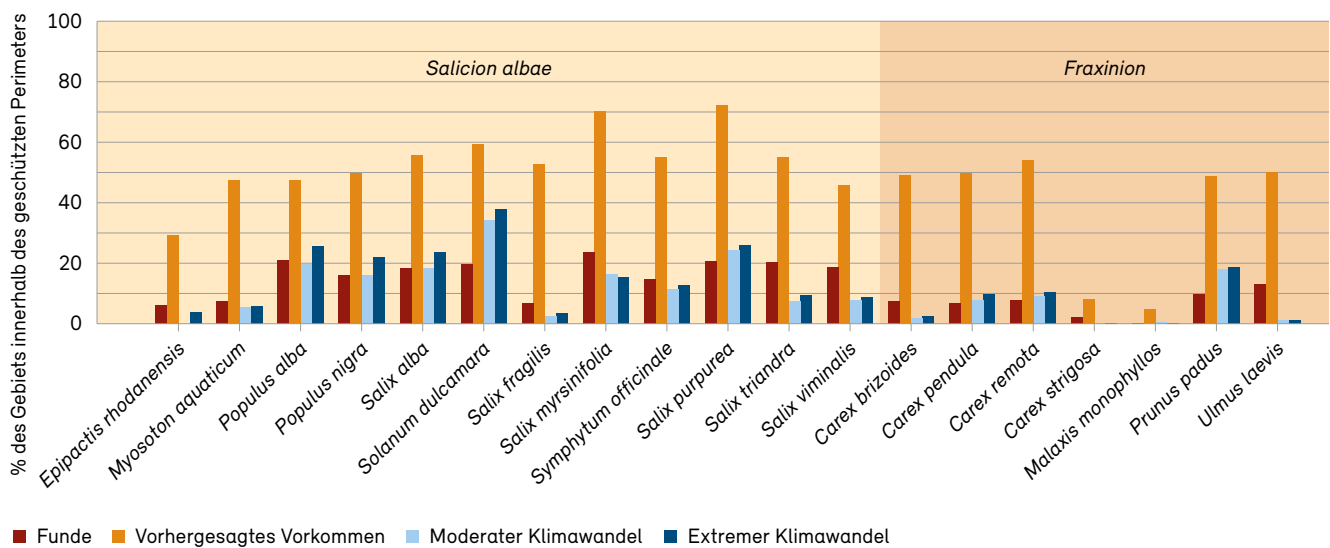
Dynamische Auen sind häufigen Veränderungen unterworfen und Populationen gewisser Arten können infolge von Erosion (z. B. Pioniervegetation), Überschwemmung (z. B. Makrozoobenthos) oder Austrocknung von Lebensräumen (z. B. kleine Tümpel entlang von Flüssen für Amphibien) lokal aussterben. Spezialisierte Arten können aber dank ihrer Anpassung an sich verändernde Lebensräume auch von dynamischen Ereignissen wie wiederholten Hochwassern profitieren, die ihnen helfen, weniger gut angepasste Arten zu verdrängen. Hydrodynamische Ereignisse dürften mit dem fortschreitenden Klimawandel intensiver werden, mit häufigeren extremen Hochwassern und längeren nachfolgenden Trockenperioden (Pistocchi und Castellarin 2012; BAFU 2021b). Dies ist ein wichtiger Aspekt, der bei der Planung zum Schutz von Auen-Lebensräumen zu beachten ist.

Der Modellierungsansatz ermöglicht es uns, die zukünftige Entwicklung von Auen-Lebensräumen unter verschiedenen Klimaszenarien vorherzusagen. Zwar sind die Ergebnisse mit vielen Unsicherheiten behaftet, aber sie helfen uns, das Ausmass der Veränderungen des verfügbaren Lebensraums oder der voraussichtlichen Verteilung der Arten in Abhängigkeit des Ausmasses der umweltbedingten Schwankungen, z. B. bei Niederschlag oder Temperatur, zu veranschaulichen. Diese Information ist relevant, weil sich Temperaturänderungen auf zahlreiche Lebensräume und Arten auswirken. So werden beispielsweise terrestrische Pflanzenarten durch wärmere, trockenere Bedingungen während ihrer Wachstumsperiode beeinträchtigt und der Gewässerfauna steht bei steigender Wassertemperatur weniger Lebensraum zur Verfügung.

Vorhersagen für zukünftige Klimabedingungen aus ökologischen Modellen verknüpft mit Simulationen zur Ausbreitung von Arten von aktuellen Standorten aus auf noch unbesiedelte, aber geeignete Lebensräume unterstützen

**Abbildung 4**

Alle aufgelisteten Auenwald-Arten, die zu den Pflanzengesellschaften *Salicion albae* und *Fraxinion* gehören, wurden in Auen von nationaler Bedeutung (rot) nachgewiesen. Die Fläche innerhalb des Auenperimeters, die unter den heutigen Bedingungen als geeignet vorhergesagt wird, ist im Allgemeinen gross (orange). Sowohl für das Szenario eines moderaten (hellblau) als auch eines extremen (dunkelblau) Klimawandels werden für die Zukunft (2084–2093) deutlich weniger geeignete Gebiete für diese Arten vorhergesagt.



Quelle: WSL

die Erforschung räumlicher und zeitlicher Netzwerke. Dies wurde am Beispiel von Auenwaldpflanzen gezeigt, die entlang von Fließgewässern wichtige Gemeinschaften bilden: Pflanzen der Pflanzengesellschaft *Salicion albae* (Weichholz) stabilisieren Kiesbänke und schützen sie vor Erosion, während *Fraxinion*-Wälder (Hartholz) wichtig sind für den Hochwasserrückhalt. Diese Lebensräume beherbergen viele bedrohte Arten, sind aber aufgrund des begrenzten Raums in Flusslandschaften häufig von einer Fragmentierung bedroht. Der Verlust von Lebensraum und von Arten wird im Zuge des Klimawandels voraussichtlich noch rascher voranschreiten und Arten werden sogar in den heute geschützten Auengebieten von nationaler Bedeutung weniger geeignete Habitate vorfinden (Abb. 4). Um das zukünftige Überleben dieser Pflanzengesellschaften zu sichern, müssen heute geeignete Management-Strategien geprüft werden (z. B. Verbesserung der Wasser- und Sedimentverfügbarkeit), um den beschleunigten Verlust zu verhindern. Wichtig ist zudem, dass Revitalisierungsprojekte genügend Raum für die Entwicklung von Auenwäldern sicherstellen.

## 1.5 Struktur und Form von Lebensräumen

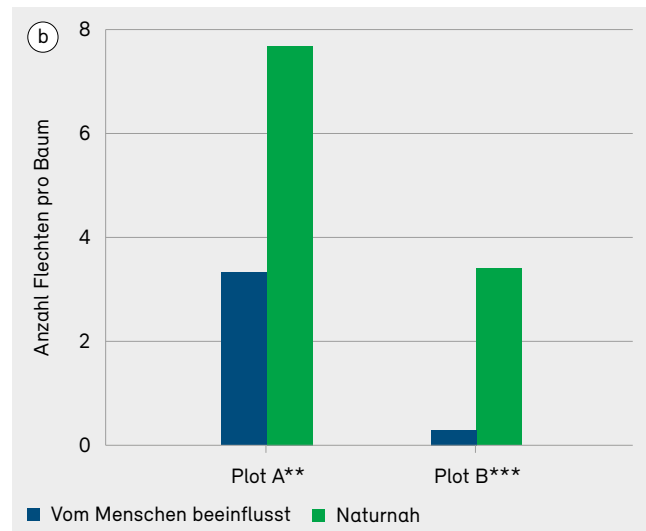
Modelle können uns helfen zu entscheiden, wo Naturschutz oder Revitalisierung Priorität haben sollten. Damit diese Massnahmen aber den grösstmöglichen Erfolg haben, braucht es zusätzliche Informationen zur Struktur und Form natürlicher oder naturnaher Lebensräume. Natürliche oder revitalisierte Auenwälder bieten Lebensraum für hochspezialisierte Organismen wie Flechten. Die Flechtenarten des Artkomplexes *Coniocarpon cinnabarinum*, einschliesslich der eng verwandten *C. fallax*, wachsen auf jungen Eschen (*Fraxinus excelsior*) und kommen hauptsächlich innerhalb von Auen vor. Eine Untersuchung der Verbreitung von *C. cinnabarinum* entlang der Töss (ZH) zeigte, dass dynamische Auenwälder mehr Individuen beherbergen als nicht natürliche Wälder (Abb. 5; Streit 2018). Für das Vorkommen des *Coniocarpon*-Artkomplexes ist eine gelegentliche Überflutung des Auenwaldes wichtig; Damit wird die Nährstoffversorgung gesichert und durch das Absterben von weniger angepassten Pflanzen des Unterholzes werden geeignete Lichtverhältnisse geschaffen.

**Abbildung 5**

(a) Zinnoberrote Fleckflechte *Coniocarpon cinnabarinum* und (b) Vergleich des Vorkommens dieser Art an Einzelbäumen in vom Menschen beeinflussten (blau) und naturnahen (grün) Auenwäldern auf zwei Lebensraumplots (A, B) entlang der Töss (ZH) im Jahr 2018. Der Unterschied zwischen den natürlichen und den vom Menschen beeinflussten Standorten war auf beiden Plots signifikant (\*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ).



Abbildung adaptiert nach Streit (2018), Bild: C. Scheidegger



Mit einer Studie zu Flechten an Erlen im Einzugsgebiet der Albula (GR) wurde untersucht, ob die Form eines Grauerlen-Auenwaldes die Vielfalt der Flechtenarten beeinflusst. Dazu wurden rund 60 mal 60 m grosse Auenflächen mit bis zu 200 m langen, aber nur 10 bis 20 m breiten heckenförmigen Auen verglichen (Breitenmoser 2014). Die durchschnittliche Anzahl Flechtenarten pro Baum in den beiden Auentypen weist darauf hin, dass die Diversität in den quadratischen Auen höher ist, da diese eine bessere Vernetzung in alle Richtungen zwischen den Habitatbäumen und auch ein günstigeres Mikroklima mit höherer Luftfeuchtigkeit bieten. Diese Information ist wichtig für die Revitalisierungsplanung, da sie darauf hindeutet, dass in eher flächen- als heckenförmigen Grauerlen-Auenwäldern eine grössere Flechtenvielfalt erzielt werden kann.

Diese Beispiele zeigen, dass nicht nur die Verfügbarkeit von Lebensräumen, sondern auch ihre Form bei der Revitalisierungsplanung zu berücksichtigen ist. Informationen über Faktoren zu Form und Struktur innerhalb von Lebensräumen (z. B. alte oder junge Bäume, Vorhandensein oder Fehlen von Unterholz; Informationen über die Bedeutung der Habitatstruktur für andere Arten; s. Kap. 8; Takatsu *et al.* 2023) können in Modelle integriert werden, wie dies

Dymytrva *et al.* (2016) mit Daten über Waldbestände für Flechten getan haben.

## 1.6 Vernetzung ist entscheidend für eine erfolgreiche Revitalisierung

Die derzeit verfügbaren Auen-Lebensräume sind in der Regel sehr klein; ihre Vernetzung muss also gewährleistet sein, damit sich die Arten zwischen den einzelnen Habitatflächen ausbreiten können. Für sessile Pflanzen oder Arten mit begrenzter Ausbreitungsfähigkeit wie etwa flügellose Käfer kann die Vernetzung zwischen Lebensräumen nur bewahrt werden, wenn diese entweder räumlich nahe beieinanderliegen oder über selten vorkommende Fernausbreitung, z. B. durch Vögel oder Wasser, miteinander verbunden sind. Innerhalb eines Netzwerks von Lebensräumen entlang von Fließgewässern sind Informationen zur Verfügbarkeit von Habitaten und zu Ausbreitungsdistanzen von Zielarten, die nur beschränkt mobil sind, von entscheidender Bedeutung für Schutzmassnahmen.

**Abbildung 6**

Die genetische Struktur der Populationen von *Myricaria germanica* entlang des Inns und seiner Nebenflüsse lässt auf ein zusammenhängendes Netzwerk von Lebensräumen schliessen. Für jede Population werden die Anteile der genetischen Vielfalt dargestellt, die drei Haupt-Clustern zugeordnet sind (orange, rot, blau). Die Diversität von zwei neuen Populationen (gestrichelt umrandete Kreise) entlang des verlegten Flaz (braune Linie) ist hoch. Die Zuordnung der Pflanzen dieser beiden Populationen zu den verschiedenen Clustern deutet auf Fernausbreitung von Samen und Pflanzenteilen durch Wasser flussabwärts sowie auf eine Ausbreitung über Wind oder Pollen über kurze Strecken hinweg hin.

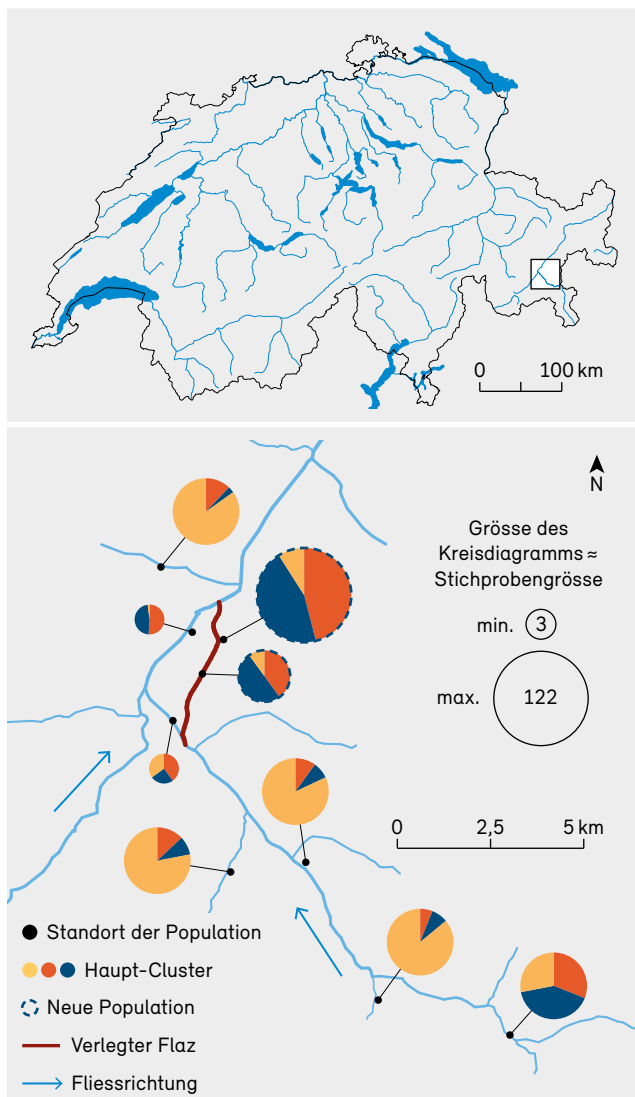


Abbildung adaptiert nach Wöllner *et al.* (2021)

## 1.7 Die Nutzung genetischer Informationen zur Beurteilung der Vernetzung

Genetische Analysen helfen uns, die Vernetzung der Populationen von auenbewohnenden Arten und vor allem von sessilen Pflanzen indirekt zu beurteilen, da vernetzte Populationen genetisch ähnlicher sind als nicht miteinander verknüpfte. Die Populationsgenetik hilft auch, die Ökologie von Zielarten zu verstehen, wenn die Ausbreitungsvektoren wie etwa Wasser oder Vögel nur schwer nachzuerfolgen sind. Die Analyse der genetischen Struktur von Populationen innerhalb eines Netzwerks entlang von Fliessgewässern umfasst die Beurteilung der gesamten genetischen Vielfalt und der Differenzierung zwischen den Populationen. Eine solche Analyse berücksichtigt die vegetative Ausbreitung (wenn Pflanzenteile in einem neuen Lebensraum neu wurzeln), die Samenausbreitung und den Beitrag des Genflusses durch Pollen (z. B. durch Insekten, die Pollen zu den Blüten einer anderen Pflanze transportieren).

Genetische Analysen von Populationen der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) – einer auf Kiesbänken wachsenden Auenpflanze, die zur Pioniervegetation zählt – ergaben ein Netzwerk von miteinander verbundenen Populationen entlang des Inns (GR) und seiner Zuflüsse Flaz, Ova da Bernina und Ova da Morteratsch (Abb. 6; Wöllner *et al.* 2021). Selbst die Verlegung des Flaz bei Samedan auf die andere Talseite konnte die Vernetzung der Deutschen Tamarisken-Populationen nicht unterbrechen: Die Population, die sich entlang des verlegten Zuflusses etablierte, trug zur lokalen genetischen Vielfalt bei.

Daten über die genetische Verwandtschaft zwischen Populationen helfen uns bei der Ermittlung der maximal möglichen Ausbreitungsdistanzen entlang von Flusssystemen. Beispiele von verlegten Flüssen und Informationen über Ausbreitungsereignisse, die verantwortlich sind für die Besiedlung des neuen Lebensraums, sind besonders aussagekräftig. Sie können in Simulationsstudien verwendet werden, um die Vernetzung auch in anderen Flusssystemen oder Lebensräumen zu modellieren.



## 1.8 Revitalisierungsplanung für Flusslandschaften: Aspekte, die bei der Verwendung von Modellen zu berücksichtigen sind

Die Komplexität von Fließgewässerrevitalisierungen kann in Modellen vereinfacht werden, um die wichtigsten Prozesse zu verstehen, die den Erfolg der Massnahmen beeinflussen. Anhand verschiedener Szenarien können sowohl die Auswirkungen des Klimawandels als auch eine begrenzte Ausbreitung simuliert werden. Die meisten Modellierungsansätze, die zur Entscheidungsfindung eingesetzt werden, verwenden eine einzige Zielart. Durch die Kombination von Ergebnissen zu verschiedenen Arten lässt sich aber vorhersagen, welche Lebensräume für welche Artengemeinschaften am besten geeignet sind.

Da es sich bei der ökologischen Modellierung um einen statistischen Ansatz handelt, müssen gewisse Bedingungen eingehalten werden. So müssen die Daten vor ihrer Verwendung überprüft werden und die Auswertungen der Modelle müssen anhand statistischer Verfahren erfolgen.

Die Ergebnisse der Modellierungen ökologisch zu interpretieren, erfordert Sachverständigenwissen, da die Eignung der Lebensräume häufig überschätzt wird, weil nicht alle Faktoren in einem Modell berücksichtigt werden können (z. B. sind Mikrohabitate in diesem Ansatz nicht definiert).

Ökologische Modelle haben mehrere Vorteile etwa gegenüber Feldstudien an Einzelstandorten. Durch das Verständnis zentraler Prozesse, die mit den Lebensräumen der Zielarten zusammenhängen, ermöglichen sie eine Fokussierung auf eine regionale statt eine lokale Planung dank grossräumiger Prognosen. Daten über viele Organismen können kombiniert und Faktoren, die eine Ansiedlung von Artengemeinschaften beeinflussen, ermittelt werden. Prognosen auf der Grundlage von Zukunftsszenarien können uns helfen, die Planung so anzupassen, dass spezialisierte Arten überleben, während die Dichte von weniger typischen und invasiven Arten auch bei sich wandelnden Klimabedingungen und veränderter Landnutzung gering bleibt. Modelle unterstützen also eine strategische regionale Planung für einen erfolgreichen Artenschutz und die Wiederherstellung von Lebensräumen.

### Box 3: In der Praxis – Potenzialausschöpfung der Anliegen von Biotop- und Artenschutz

*Erik Olbrecht, Amt für Natur und Umwelt, GR*

Revitalisierungsvorhaben sind grundsätzlich biodiversitätsfördernd. Inwieweit allerdings das Aufwertungspotenzial ausgeschöpft wird, hängt wesentlich von der Grundlagenerhebung und Zieldefinierung der Biotop- und Artenschutzanliegen ab. Es ist entscheidend, dass diese früh in der Projekterarbeitung erfolgen und dass die Massnahmenplanung mit Zielkonfliktlösungen in enger Zusammenarbeit zwischen Projektleitung und ökologischer Fachperson erarbeitet wird.

Revitalisierungsprojekte sind zentrale Puzzleteile jedes ökologischen Netzwerks. Der Gewässerlebensraum und dessen Umfeld sind oft Biodiversitäts-Hotspots und haben wichtige Vernetzungsfunktionen. Um dieser Schlüsselfunktion gerecht zu werden, ist das Herleiten von übergeordneten regionalen sowie lokalen Zielsetzungen des Biotop- und Artenschutzes durch eine ökologische Fachperson zu Beginn der Planungsphase eines Revitalisierungsprojekts unerlässlich. Dar-

aus resultiert eine Zielarten- und Ziellebensraumliste (Tab. 1) und idealerweise eine Verbreitungskarte mit den prioritären Lebensräumen und Arten, die eng mit dem Projektgebiet verknüpft sind. Zusätzlich sind auch Zielkonflikte innerhalb des Biotop- und Artenschutzes und Gewichtungsempfehlungen aufzuzeigen.

Als nächster Schritt ist in der Vorstudie bzw. im Vorprojekt das Aufwertungspotenzial im Projektperimeter im Zusammenspiel der Projektleitung und der ökologischen Fachperson auszuloten und sind Varianten für die Lösung allfälliger Zielkonflikte im Biotop- und Artenschutz und mit anderen Interessen abzuwägen. In der anschliessenden Vorprojekt- bzw. Auflageprojektphase geht es darum, die Massnahmenplanung bestmöglich auf die Ziellebensräume, Zielarten und ihre Vernetzungsansprüche auszurichten und Zielkonflikte zu lösen. Wichtige Elemente für die nachhaltige Sicherung dieses ausgereiften Planungsprozesses sind die Festlegung der Zielsetzungen des Biotop- und Artenschutzes in den Projektierungsunterlagen und das Erarbeiten eines Besucherlenkungs- und Pflegekonzepts sowie eines Monitorings.

**Tabelle 1**

Auszug aus einer Liste von Zielarten und Zielhabitaten zur Planung eines Revitalisierungsprojekts. Die Informationen zu den Habitaten werden von Fachpersonen der Bereiche Wasserbau und Ökologie zur gemeinsamen Planung der hydrologischen Anforderungen und der morphologischen und ökologischen Strukturen innerhalb des Revitalisierungsperrimeters verwendet. Entscheidende Zusatzinformationen für die Umsetzung sind in der Spalte «Massnahmen» aufgeführt. Der angestrebte Flächenanteil der einzelnen Lebensraumtypen innerhalb des Projektperimeters ist ebenfalls ein wichtiges Instrument für Praktikerinnen und Praktiker.

Zielart		Zielhabitat			
Deutscher Name	Lateinischer Name	Nummer*	Habitat	Massnahmen	Zielanteil des Gebiets im Projektperimeter
Stumpfrüchtiger Wasserstern	<i>Callitriche cophocarpa</i>	1.2.2	Nebenfluss/ Rückstau mit schwacher Strömung	• Hydrologische Dynamik muss vorhanden sein	20 %
Wasserspitzmaus	<i>Neomys fodiens</i>				
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	3.2.1.0	Schwemmland mit Kies und ohne Vegetation, keine Überschwemmung im Sommer	• Hydrologische Dynamik muss vorhanden sein • Schutz vor Störungen durch Menschen und Hunde während der Fortpflanzungszeit	10 %
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>				
Kleines Tausendgüldenkraut	<i>Centaurium pulchellum</i>	3.2.1.1	Schwemmland mit Schluff/ Feinmaterial und Pioniervegetation	• Hydrologische Dynamik muss vorhanden sein • Schutz vor Störungen durch Menschen und Hunde während der Fortpflanzungszeit	20 %
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>				
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>				
Wasserspitzmaus	<i>Neomys fodiens</i>	6.1.3	Dynamischer Grauerlen-Auenwald	• Periodisch hoher Wasserstand erforderlich • Strukturell komplexe Wälder als Jagdgebiete, stehendes Totholz	30 %
Alpenlangohr	<i>Plecotus macbullaris</i>				

\*Vgl. mit Delarze und Gonseth (2015)

## 2 Öko-hydrodynamische Modellierung von Auen-Lebensräumen

Die Verfügbarkeit von Lebensräumen für auenbewohnende Pflanzen ist abhängig von Klima- und Bodeneigenschaften sowie den lokalen hydro-morphologischen Bedingungen eines Fliessgewässers. Zur Vorhersage geeigneter Lebensräume für die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*), eine typische Pflanze auf Kiesbänken der Auen, wurde ein grossräumiges ökologisches Modell mit einem zweidimensionalen hydrodynamischen Modell verknüpft. Dieses Kapitel beschreibt den Modellierungs-Workflow sowie eine Anwendung entlang der Moesa (GR).

Erik van Rooijen, Davide Vanzo, David Vetsch, Annunziato Siviglia und Sabine Fink

### 2.1 Modellierung von Lebensräumen in Flusslandschaften

Flusslandschaften setzen sich aus einer Vielzahl von Landschaftsformen zusammen, die unterschiedliche Habitate für terrestrische, aquatische und amphibische Arten beherbergen. Ein Habitat ergibt sich aus bestimmten physikalischen und biotischen Faktoren und stellt einen geeigneten Standort für die Etablierung, das Überleben und die Fortpflanzung einer Art dar (Abb. 7).

Die Identifizierung und Quantifizierung von Lebensräumen ist für das Management von Flusslandschaften von grundlegender Bedeutung. Umfang und Vielfalt der Habitate sind direkt mit der Biodiversität und der ökologischen Widerstandsfähigkeit einer bestimmten Umgebung verknüpft (s. Kap. 5; Rachelly *et al.* 2023). Die Habitatanalyse bietet praktische Anwendungen für das Fliessgewässermanagement, z. B. um die Folgen von Veränderungen der Umweltbedingungen wie etwa des hydrologischen Regimes (z. B. natürliche Hochwasser) oder des Klimas (z. B. Temperaturanstieg) auf die Zielpflanzen- oder tierarten zu bewerten. Analysen von Flusshabitaten

#### Abbildung 7

Die hochdynamische Flusslandschaft entlang der Moesa bei Cabbio (GR) beherbergt adulte Deutsche Tamarisken (*Myricaria germanica*) (a) in teilweise feuchten Bereichen (Pflanze mit Blüten im Vordergrund), die auch Trockenperioden überstehen. (b) Adulte Pflanzen überleben auf Kiesbänken und (c) Keimlinge siedeln sich auf feuchtem, sandigem Boden an.



ermöglichen beispielsweise die Identifizierung und Quantifizierung geeigneter Gebiete für die Etablierung von Samen oder für das Laichen von Fischen. Solche Ergebnisse liefern quantitative Unterstützung für Entscheidungen im Fließgewässermanagement, die dem Schutz der Arten dienen, wie etwa die Auswahl der besten Standorte, in denen Samen einer gefährdeten Pflanzenart künstlich ausgesät oder ein effektiverer Fischbesatz geplant werden können.

Ökologische Modelle (s. Kap. 1; Fink und Scheidegger 2023) sind informative, vereinfachte Darstellungen von Teilen der tatsächlichen Gegebenheiten. Sie helfen uns, die Kernelemente komplexer Prozesse zu verstehen, und können auf verschiedenen räumlichen Skalen – von lokal bis global – angewendet werden. Habitatmodelle wurden in diversen Kontexten eingesetzt, z. B. zur Beurteilung der Verbreitung von Schmetterlingsarten (Maggini 2011) und der Verletzlichkeit von Vogelarten (Maggini *et al.* 2014) in der Schweiz. Im Zusammenhang mit Fließgewässern werden solche Modelle häufig zur Quantifizierung von Fischhabitaten (z. B. MesoHABSIM; Parasiewicz 2011), aber auch für die Vegetationssukzession in Flusslandschaften (CASIMiR-Vegetationsmodell; Ecohydraulic Engineering GmbH 2019) verwendet.

In diesem Kapitel präsentieren wir einen Workflow zur Habitatmodellierung für die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*), einer Strauchart, die auf der Roten Liste steht (Abb. 7). Diese typische Pionierpflanze wächst auf Kiesbänken in dynamischen Auen-Lebensräumen und hat je nach Lebensstadium spezifische Anforderungen an das Habitat. Für adulte Sträucher sind Klima, Geologie, Topografie und Hydraulik wichtig. So ist beispielsweise eine häufige Sedimentumlagerung erforderlich, damit die Strauchart nicht von anderen Pionierarten wie Weiden (*Salix* spp.) verdrängt wird. Adulte Pflanzen beginnen nach zwei Jahren zu blühen, wenn die Lufttemperatur im Spätfrühling und Sommer ausreichend hoch ist. Einzelne Hochwasserereignisse können dazu führen, dass junge Deutsche Tamarisken weggeschwemmt oder begraben werden. Die Umweltbedingungen müssen also mehrere Jahre günstig bleiben, damit sich die Pflanzen voll etablieren können.

Die Samen der Deutschen Tamariske keimen innerhalb von 24 bis 48 Stunden auf feuchtem Sand, d. h. in Gebieten, die unlängst überflutet wurden. Ein günstiger Lebensraum für die Etablierung von Keimlingen muss zwei Voraussetzungen

erfüllen: (i) das Vorhandensein von adulten Pflanzen während der Samenausbreitungszeit (Mai bis September), um die Samenproduktion zu gewährleisten, und (ii) eine hohe Überflutungshäufigkeit der umliegenden Gebiete, um das Keimen der Samen zu fördern.

## 2.2 Ökologische und hydrodynamische Modelle miteinander verknüpfen

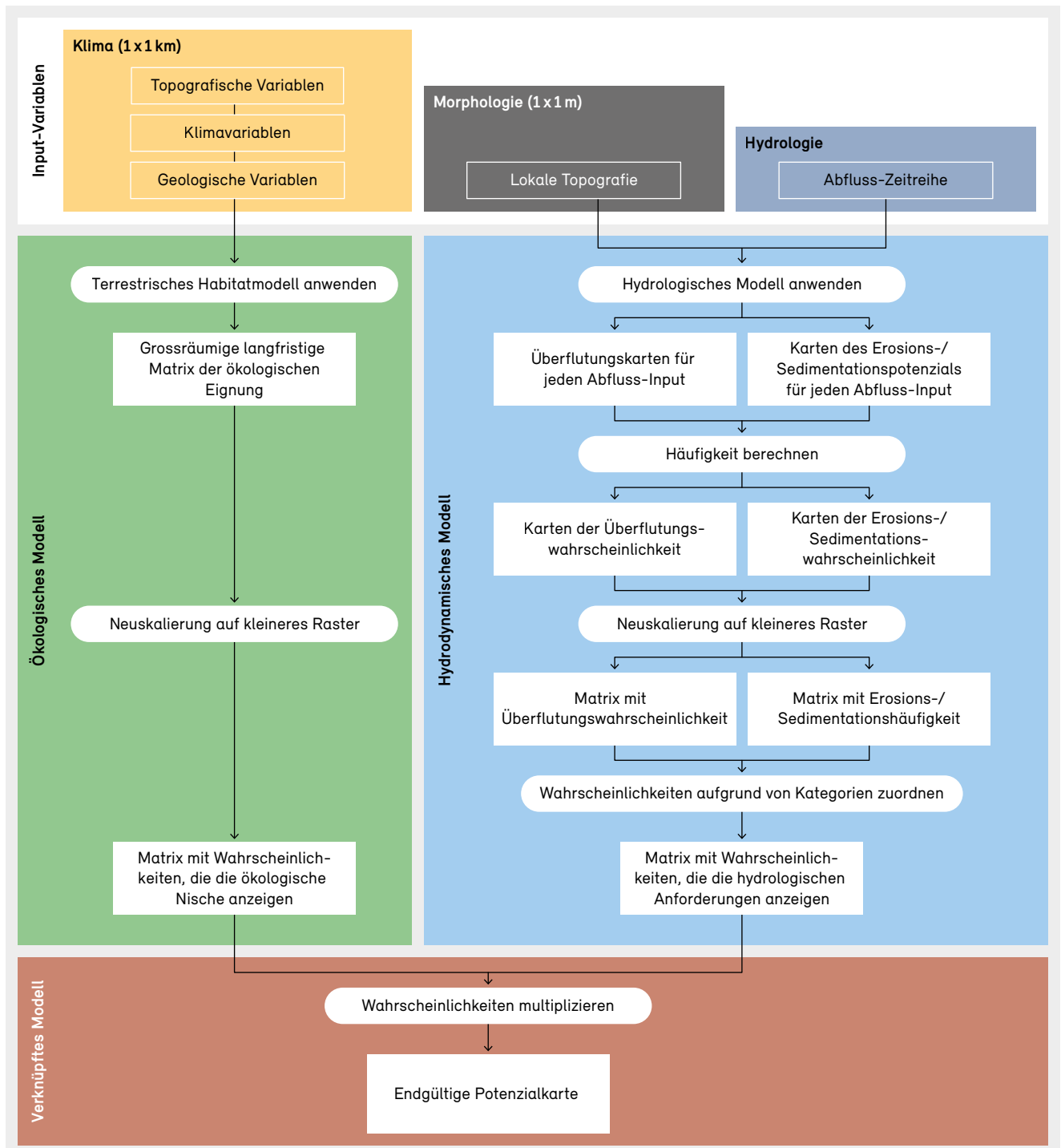
Zur Bestimmung geeigneter Lebensräume für Arten, die typischerweise im dynamischen Auen-Lebensraum entlang von Fließgewässern vorkommen, verknüpften wir zwei Modelle miteinander: (i) ein ökologisch-statistisches Modell zur Verbreitung der Deutschen Tamariske und (ii) ein deterministisches zweidimensionales hydrodynamisches Modell zur Simulation lokaler Strömungsverhältnisse in Fließgewässern (s. Box 4). Das ökologische Modell beschreibt den Lebensraum der Deutschen Tamariske auf der Grundlage grossräumiger (d. h. regionaler) klimatischer, geologischer und topografischer Indikatoren

### Box 4: Hydrodynamische Modelle

Hydrodynamische Modelle nutzen diverse Gleichungen zur Beschreibung der Fluidodynamik, um die Wasserströmung in Flüssen zu simulieren. Mit hydro-morphodynamischen Modellen können zusätzlich Erosion und Ablagerung von Sedimenten entlang eines Flusses simuliert werden. Die Ergebnisse solcher Simulationen sind die räumliche Verteilung von Fließtiefe und -geschwindigkeit und – bei morphodynamischen Modellen – der Sohlenlage. Hydrodynamische Modelle erfordern eine Reihe von Eingangsdaten. In dieser Studie haben wir ein digitales Geländemodell (DGM), eine hydrologische Datenreihe (d. h. Abflusswerte) und eine Schätzung der Sohlenrauheit verwendet. Morphodynamische Simulationen bedingen erweiterte Daten zu den Sedimenteigenschaften. In der Schweiz werden die Abflussdaten an vielen Standorten gemessen und sind verfügbar, während die übrigen Eingangsdaten oft ad hoc für jeden untersuchten Standort erhoben werden müssen. Für die hydrodynamischen Simulationen dieser Studie verwendeten wir BASEMENT (Vanzo *et al.* 2021): ein Freeware-Tool zur Simulation von vielfältigen Prozessen in Fließgewässern.

**Abbildung 8**

Workflow zur Verknüpfung der ökologischen und hydrodynamischen Modelle. Die Ergebnisse dieser beiden Modelle werden miteinander verbunden, um eine Potenzialkarte zu erhalten, die eine genauere Vorhersage des wahrscheinlichen Lebensraums der Keimlinge ermöglicht. Die grossen farbigen Blöcke stellen die Teilbereiche der Methodik dar. Die kleineren Rechtecke stehen für Datensätze und die Ovale für Aktionen.



Quelle: VAW, ETH Zürich / WSL

(s. Kap. 1; Fink und Scheidegger 2023). Das Hauptergebnis ist eine räumlich explizite Potenzialkarte, welche die Wahrscheinlichkeit aufzeigt, dass sich die Zielart in verschiedenen Gebieten etablieren und dort überleben kann. Da der Lebensraum der Deutschen Tamariske stark von den lokalen hydrodynamischen Bedingungen abhängig ist, verknüpften wir das ökologische Modell mit einem deterministischen zweidimensionalen hydrodynamischen Modell, um die Genauigkeit der Prognose für das Habitat auf der lokalen Skala (Flussabschnitt) zu erhöhen (s. Box 4). Der daraus resultierende Workflow mit den wichtigsten Schritten und den erforderlichen Input-Variablen ist in Abbildung 8 dargestellt.

### 2.2.1 Ökologische Modellierung

Das ökologisch-statistische Habitatmodell für adulte Pflanzen lieferte eine grossräumige Matrix zur Eignung des Habitats basierend auf klimatischen, geologischen und topografischen Prädiktoren. Mit dieser Matrix konnten wir potenziell geeignete Gebiete auf einer Rasterskala von  $1 \times 1$  km identifizieren. Das Modell verwendete einen Langzeitdatensatz, der die gesamte Schweiz abdeckt, und ergab eine Karte langfristig geeigneter Habitate für das vorhergesagte Vorkommen der Deutschen Tamariske (s. Kap. 1; Fink und Scheidegger 2023).

### 2.2.2 Hydrodynamische Modellierung

Mithilfe der Freeware BASEMENT ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch); Vanzo *et al.* 2021) entwickelten und kalibrierten wir ein zweidimensionales hydrodynamisches Modell des Untersuchungsgebiets (s. Kap. 2.3) und erstellten anhand der Ergebnisse der BASEMENT-Simulationen Karten zur Überflutungshäufigkeit. Danach ermittelten wir die Gebiete, die unter verschiedenen Strömungsverhältnissen zu Sedimenterosion/-ablagerung neigen. Weitere Informationen zum Thema hydrodynamische Modellierung sind in Box 4 zu finden.

### 2.2.3 Verknüpfung der Modelle

Wir verknüpften die ökologischen und hydrodynamischen Modelle miteinander, um eine kleinräumige Vorhersage geeigneter Standorte für die Etablierung von Tamarisken-Keimlingen vorzunehmen, da sie in diesem Lebensstadium am stärksten gefährdet sind und ihre erfolgreiche Etablierung das lokale Fortbestehen sichert. Zur Vorhersage der Samenausbreitung und -etablierung verwendeten

wir: (i) die Matrix der Lebensräume der adulten Pflanzen aus dem ökologischen Modell, (ii) die Überflutungskarten und (iii) die Erosions-/Ablagerungskarten aus dem hydrodynamischen Modell (Abb. 8). Durch Multiplizieren der Wahrscheinlichkeitswerte für diese drei Karten auf einer kleinräumigen Skala ( $1 \times 1$  m-Raster als Teilstichproben des grossen Rasters; Details siehe Abb. 8) erstellten wir Potenzialkarten, die anzeigen, an welchen Standorten sich die Deutsche Tamariske als Keimling etablieren könnte.

## 2.3 Fallstudie: Moesa

### 2.3.1 Standortbeschreibung und Datenerhebung

Wir haben das verknüpfte Modell in einem kleinen Auengebiet der Moesa (GR) getestet (Abb. 9). Der Abschnitt befindet sich in der Nähe des Dorfes Cabbio in einem Gebiet, in dem der Fluss nie kanalisiert wurde, aber durch Dämme für den Hochwasserschutz eingengt ist. Die Aue ist etwa 800 m lang und hat eine Gesamtbreite von 100 bis 200 m.

Wir beobachteten das Gebiet von Anfang Mai bis Ende September 2020. Zu Beginn des Untersuchungszeitraums waren nur wenige adulte Deutsche Tamarisken vorhanden. Am 7. Juni und 29. August veränderten zwei Hochwasser die Flusstopografie. Wir flogen das Gelände mit einer Drohne ab und digitalisierten die Topografie mit einem Structure-from-Motion-Verfahren (Agisoft 2020). Die überfluteten Bereiche wurden mit GPS-Handgeräten vermessen. Das Vorkommen der Deutschen Tamariske wurde alle zwei Wochen erfasst, sodass die Fortpflanzungsphase der Pflanze von der frühen Blüte bis zur späten Samenausbreitung berücksichtigt wurde. Zur Vermessung der genauen Standorte der Pflanzen wurden wiederum GPS-Handgeräte eingesetzt.

Das ökologische Modell basiert auf geologischen und klimatologischen Daten für den Zeitraum 1960–2016, wobei die Habitatverfügbarkeit ausgehend von Nachweisen aus dem Nationalen Daten- und Informationszentrum der Schweizer Flora, Infoflora, modelliert wurde (Fink *et al.* 2017; s. Kap. 1; Fink und Scheidegger 2023). Die hydrologischen Daten wurden vom Amt für Natur und Umwelt des Kantons Graubünden zur Verfügung gestellt.

**Abbildung 9**

Luftbild des Untersuchungsgebiets entlang der Moesa in der Nähe von Cabbio (GR). Die Aue wird durch zwei seitliche Dämme begrenzt. Der weisse Pfeil zeigt die Fliessrichtung (von Norden nach Süden), und das weisse Rechteck bezeichnet den Abschnitt des Gebietes, der den in Abbildung 10 dargestellten modellierten Ergebnissen entspricht.

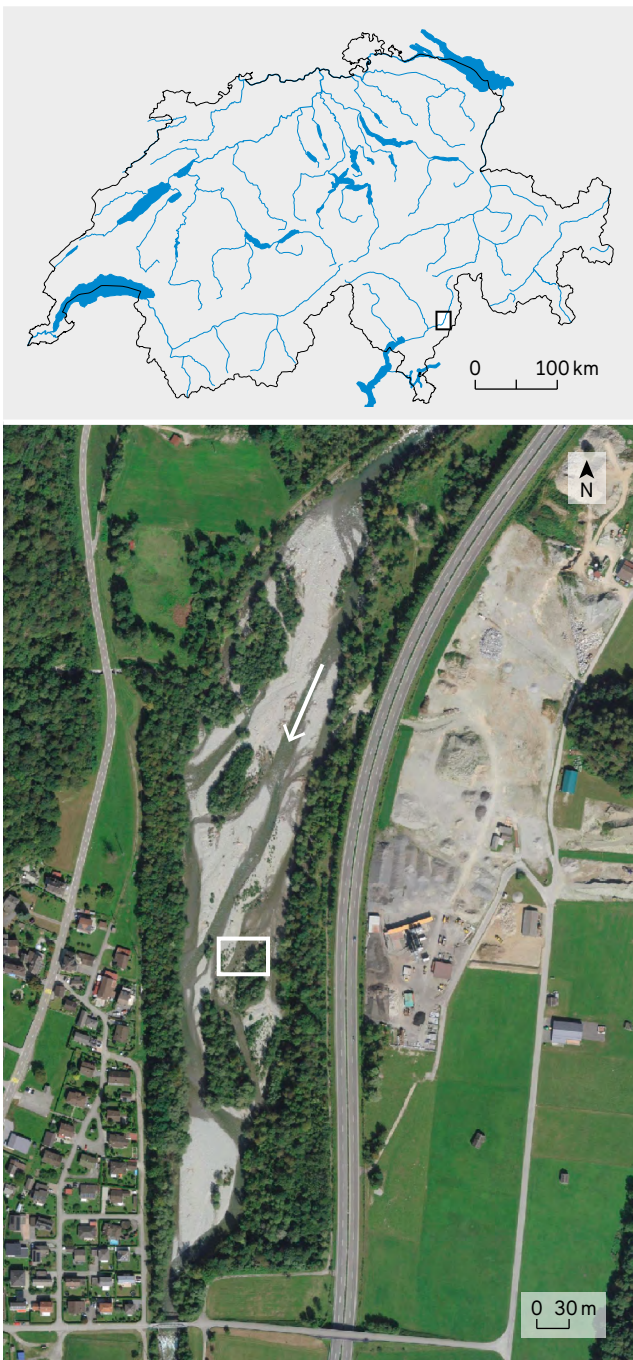


Foto: Swisstopo

**2.3.2 Evaluation der Modellierungsergebnisse**

Für adulte Individuen war der Detaillierungsgrad des grossräumigen ökologischen Modells alleine unzureichend, weil es keinen Aufschluss darüber gab, warum einige Pflanzen während des Untersuchungszeitraums im Jahr 2020 nicht überlebten. Die Verteilung der Sträucher innerhalb des Gebietes deutet darauf hin, dass Erosionsprozesse einen wichtigen Einfluss auf den Fortbestand von adulten Pflanzen haben, aber diese Faktoren waren nicht im ökologischen Modell integriert. Wir prüften daher, ob die zusätzlichen Informationen aus dem hydrodynamischen Modell eine Vorhersage der Überlebenschancen der Deutschen Tamariske erlaubten.

Das hydrodynamische Modell verwendete Abflussdaten aus dem Untersuchungszeitraum und hochauflösende Daten zur Flusstopografie, um die potenzielle Kieserosion auf einer kleineren räumlichen Skala zu bewerten. Die kontinuierliche Erosion von Kies Anfang Mai führte zum Verlust von adulten Pflanzen in Gebieten, für die das hydrodynamische Modell tatsächlich eine Kieserosion/-ablagerung vorhergesagte. Durch die Verknüpfung des ökologischen mit dem hydrodynamischen Modell konnten somit Veränderungen des Lebensraums vorhergesagt werden, die das Schicksal der adulten Individuen genau abbildeten.

Das verknüpfte Modell wurde vor allem zur Vorhersage der Standorte verwendet, an denen eine erfolgreiche Etablierung von Keimlingen der Deutschen Tamariske möglich ist. Während das ökologische Modell für die Vorhersage des Habitats von adulten Individuen wichtig war, wurden die Informationen zu Überflutungs-, Erosions- und Ablagerungsgebieten während den zweiwöchigen Blütephasen aus dem hydrologischen Modell verwendet, um vorherzusagen, wo die Samen wahrscheinlich keimen werden. Die verknüpften Daten aus den beiden Modellen ermöglichten es, das allgemeine Muster geeigneter Lebensräume für Keimlinge auf einer kleinräumigen Skala zu erkennen: In einigen der bezeichneten Regionen wurden tatsächlich etablierte Keimlinge beobachtet (Abb. 10).

**2.3.3 Vorteile des verknüpften Modells**

Der Hauptvorteil des verknüpften Modells liegt darin, dass potenziell geeignete Gebiete für die Keimung von Samen auf einer kleinräumigen Skala identifiziert werden können. Solche Gebiete sind für die Wiederbesiedlung

und den Fortbestand der Deutschen Tamariske sehr wichtig. Die erhöhte Präzision des verknüpften Modells ermöglicht eine Priorisierung der Standorte entlang der Flussaue zur Förderung lokaler Arten oder für gezielte Bewirtschaftungsmassnahmen wie etwa die Beseitigung konkurrierender (oder invasiver) Pflanzen.

In Wissenschaft und Praxis werden schon länger Tools eingesetzt, die einen hohen Detaillierungsgrad unterstützen (z. B. Instrumente zur 2D-Flussmodellierung), und zunehmend auch hochauflösende Datensätze aus der Fernerkundung. Das vorgestellte verknüpfte Modell

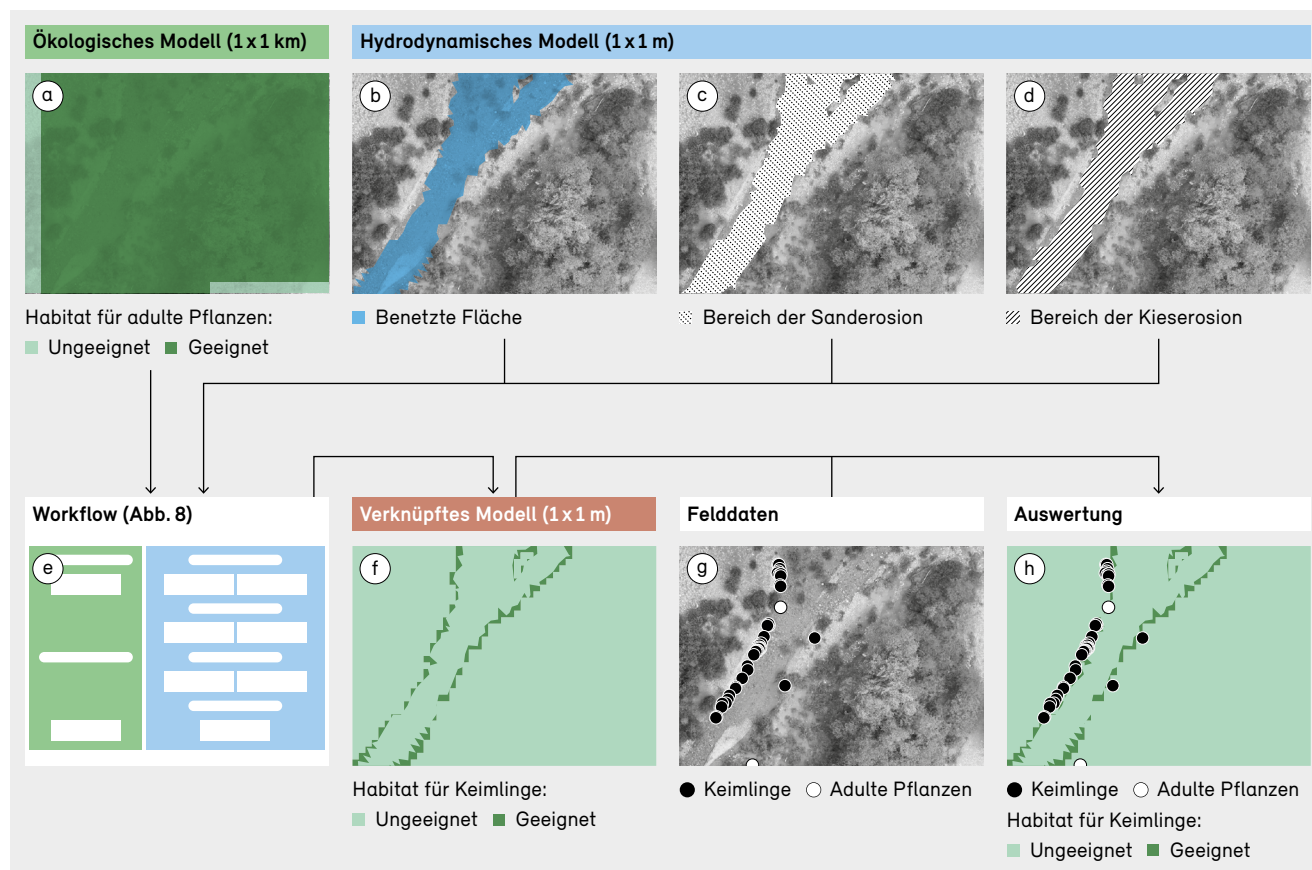
fügt sich in diese Entwicklung ein, da es die Vorteile einer Kombination von Modellierungswerkzeugen mit unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen nutzt.

### 2.3.4 Grenzen des verknüpften Modells

Das verknüpfte Modell war zwar nützlich, um Habitate für adulte und junge Pflanzen der Zielart zu ermitteln, ist aber mit einer komplexeren Modellierung verbunden. Grund dafür sind die unterschiedlichen räumlichen Skalen (gross für das ökologische und klein für das hydrodynamische Modell), die eine Anpassung erfordert (Neuskalierung, s. Abb. 8). Zudem berücksichtigt das verknüpfte

**Abbildung 10**

Evaluation zum verknüpften Modell mit Felddaten der adulten Deutschen Tamariske und Keimlingen in einem Abschnitt der Aue bei Cabbio (GR) (Luftbild vom Winter 2020). Die Keimlinge befanden sich in Bereichen, die im ökologischen Modell als geeignet identifiziert wurden (dunkelgrün in a), nahe der modellierten Hochwasserganglinie (blau in b) und ausserhalb der modellierten Erosions- und Ablagerungszonen (c: Sand, d: Kies). Nach Durchführung des Workflows zur Verknüpfung der beiden Modelle (e) grenzt die kombinierte Wahrscheinlichkeitsmatrix (f) die für die Etablierung von Keimlingen geeigneten Standorte ein (dunkelgrüne Bereiche in f und h). Diese Matrix stimmt mit den Felddaten (g) überein, wie die Auswertung (h) zeigt.





Modell nicht alle Prozesse, denen eine bestimmte Art ausgesetzt ist. Das Modell kann weiter verfeinert werden, z. B. durch den Einbezug von Wechselwirkungen zwischen Sedimentdynamik und Pflanzen (z. B. Caponi und Siviglia 2018). Überdies erfordert der vorgeschlagene Workflow (Abb. 8) die Verwendung mehrerer Tools (z. B. BASEMENT) sowie gewisse Scripting-Fähigkeiten für die Datenverarbeitung (z. B. in R oder Python), da er nicht in einer einzigen Software abgebildet ist. Er kann aber mit Freeware-Tools vollständig reproduziert werden.

### 2.3.5 Übertragbarkeit auf andere Fallstudien und Arten

Das verknüpfte Modell kann an andere Standorte und Arten angepasst werden. Insbesondere gibt es keine Einschränkungen in Bezug auf die Art oder Grösse des Flussabschnitts, sofern der 2D-Modellierungsansatz gültig ist. Durch die Verwendung von BASEMENT können alle Arten von Strömungsverhältnissen (d. h. strömender und schiessender Abfluss) reproduziert werden, womit Flussabschnitte im Mittelland ebenso wie in alpinen Gegenden untersucht werden können.

Für eine Anwendung des verknüpften Modells auf andere Flussabschnitte sind sowohl das ökologische als auch das hydrodynamische Modell erforderlich. Das ökologische Modell kommt auf der nationalen Skala zur Anwendung und die verfügbaren Informationen für die Deutsche Tamariske können für andere Standorte in der Schweiz verwendet werden (Fink *et al.* 2017). Der Arbeitsaufwand für das hydrodynamische Modell hängt von der Verfügbarkeit eines hochwertigen digitalen Geländemodells (DGM) ab, dessen vollständig neue Erstellung zeitaufwändig sein kann. Mit Blick auf den Aufwand empfehlen wir die Anwendung dieses Ansatzes in spezifischen Bereichen, die von besonderem Interesse sind (Grössenordnung von Kilometern), aber nicht auf nationaler Skala.

Da die Deutsche Tamariske eine Zeigerart der Pioniervegetation in Auengebieten ist (Delarze und Gonseth 2015), können die hier vorgestellten Ergebnisse auch genutzt werden, um Rückschlüsse auf den Lebensraum von Arten mit ähnlichen Nischen (z. B. Weide *Salix daphnoides*) oder von nicht-pflanzlichen Arten im gleichen Lebensraum (z. B. Nachtfalter *Istrianis myricariella*) zu ziehen. Die Methodik könnte auch zur Modellierung mobiler Arten angepasst werden, wie etwa Fische oder terrestrische

Laufkäfer und Spinnen der Auen (Box 5, s. a. Kap. 3; Kowarik und Robinson 2023). Dabei müsste das ökologische Modell so angepasst werden, dass es die Zielarten abbildet, und das hydrodynamische Modell müsste die hydraulischen Parameter quantifizieren, die für diese Arten wichtig sind.

## 2.4 Anwendung in der Praxis

Das verknüpfte Modell ist ein nützliches Instrument zur Beurteilung des Potenzials für die Erhaltung von Zielarten an einem Standort durch natürliche Verjüngung und lokales Wachstum. Die langsam wachsende Deutsche Tamariske, die auf der Roten Liste steht, wird tendenziell von den häufiger vorkommenden und schneller wachsenden Weiden verdrängt, da diese für schattige Lichtverhältnisse sorgen. Für die Deutsche Tamariske ist die Verjüngung entlang von Hochwasserganglinien, wo die Konkurrenz gering ist, entscheidend; sie trägt dazu bei, dass diese Art trotz des gleichzeitigen Vorkommens von Neophyten wie dem invasiven Sommerflieder (*Buddleja davidii*) überleben kann (Mörz 2017). Die Potenzialkarte für Keimlingshabitats erleichtert die Untersuchung des Verjüngungspotenzials an Standorten, die durch Wasserkraft beeinflusst werden. Zudem kann sie zur Überprüfung des Erfolgs der Fließgewässerrevitalisierung verwendet werden, indem das vorhergesagte Lebensraumpotenzial von revitalisierten Flächen mit Beobachtungen etablierter Keimlinge verglichen wird.

Im Zuge des Klimawandels ist zu erwarten, dass Hochwasser zukünftig häufiger und in anderen Perioden auftreten werden als heute. Genauere Vorhersagen und ein tieferes Verständnis der Prozesse sind für das Fließgewässermanagement von grundlegender Bedeutung, um mit künftigen Umweltveränderungen umgehen zu können. Mit dem verknüpften Modell können zukünftige Lebensraumbedingungen unter Berücksichtigung von Temperatur-, Niederschlags- und Abflussveränderungen vorhergesagt werden, was zu einem besseren Verständnis des weiteren Schicksals von Arten in einer sich verändernden Welt führt.

**Box 5: In der Praxis – Eine Anwendungsperspektive für die Habitatmodellierung**

*Mauro Carolli, Forschungswissenschaftler bei SINTEF (Norwegen)*

Die Habitatmodellierung kann sehr nützlich sein, um Praktikerinnen und Praktiker sowie Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger beim Management von Fliessgewässern zu unterstützen. Wir verwendeten sie, um die ökologischen Restwassermengen flussabwärts von Wasserentnahmen aufgrund menschlicher Aktivitäten (z. B. Wasserkraftnutzung) zu quantifizieren. Restwassermengen werden in der Regel nur anhand der hydrologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet definiert, während bei der Habitatmodellierung auch ökologische Aspekte berücksichtigt werden können. Im Jahr 2015 schlug die EU in ihren Leitlinien die Anwendung von Methoden zur Habitatmodellierung vor, um die ökologischen Restwassermengen für ihre Wasserrahmenrichtlinie zu definieren.

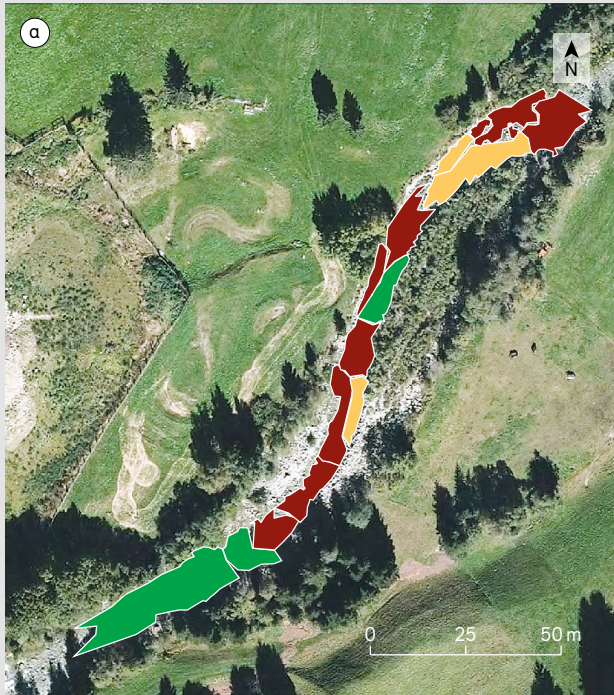
In Pilot-Fallstudien in den italienischen Alpen setzten wir die MesoHABSIM-Methode (Parasiewicz 2011) ein, um die ökologischen Restwassermengen in Übereinstimmung mit den EU-Leitlinien aus einer ökologischeren Perspektive zu definieren. Wir kartierten den Lebensraum bei verschiedenen Abflussmengen, um eine Habitat-Abflusskurve zu erstellen und die Lebensraumqualität für die beiden wichtigsten lokalen Arten, die Bachforelle (*Salmo trutta*, Abb. 11) und die Marmorforelle (*Salmo trutta marmoratus*), zu bewerten. Wir simulierten verschiedene Mengen von Wasserentnahmen für die menschliche Nutzung und wandelten die Abflussdatenreihen in Habitatreihen um, die wir zur

Ermittlung der Schwellenwerte der ökologischen Restwassermengen nutzten, unterhalb derer die Habitatqualität rapid abnimmt. Die Habitatqualität wird in der Praxis auf der Ebene von Gewässerabschnitten (10 bis 1000 m) bewertet. Die hydrodynamische Modellierung kann bei Bedarf bei der Ausweitung von Lebensraumbewertungen auf eine grössere räumliche Skala (Teileinzugsgebiet oder Einzugsgebiet) helfen. Die Umwandlung der Abflussdatenreihen in Habitatreihen kann auch auf verschiedenen zeitlichen Skalen berechnet werden, je nach Auflösung der Eingangsdaten. So lassen sich die ökologischen Auswirkungen von Phänomenen, die sich auf die Fliessgewässergemeinschaft auswirken könnten, auf einer Skala von weniger als einem Tag (z. B. Schwall/Sunk) bis hin zu einer Woche oder einem Monat (z. B. extreme Dürren) bewerten.

Das Konzept der Habitatmodellierung stellt eine direkte Verbindung zwischen Hydrologie und Wasserwirtschaft mit den Lebensgemeinschaften in Fliessgewässern her. Dieses Konzept lässt sich zudem auf die Quantifizierung anderer Ökosystemleistungen ausweiten, wenn eine Beziehung zwischen Abfluss (oder anderen hydraulischen Variablen) und Wassernutzung hergestellt werden kann. Ein Beispiel ist die Quantifizierung der Eignung von Flüssen für die Freizeitschiffahrt (Rafting, Kajakfahren) unterhalb von Wasserkraftwerken unter verschiedenen Strömungsbedingungen. Insgesamt ist die Habitatmodellierung ein leistungsfähiges Instrument für das Fliessgewässermanagement und birgt ein grosses Potenzial für die Analyse möglicher Kompromisse und Synergien zwischen verschiedenen Fliessgewässernutzungen und Lebensgemeinschaften.

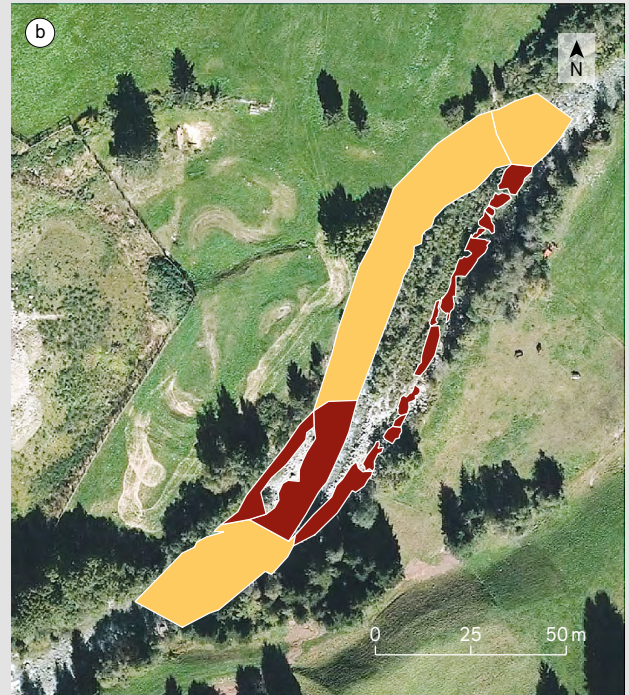
**Abbildung 11**

Habitateignung für adulte Bachforellen (*Salmo trutta*) bei Abflussmengen ( $Q$ ) von (a)  $1,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  und (b)  $3,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Vermigliana, Vermiglio (IT).



Adulte Bachforelle,  $Q = 1,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

■ Optimal ■ Geeignet ■ Ungeeignet



Adulte Bachforelle,  $Q = 3,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

■ Optimal ■ Geeignet ■ Ungeeignet

Quelle: Mit freundlicher Genehmigung von Prof. G. Zolezzi (DICAM, Universität Trient/Trento, IT)

### 3 Seitliche Vernetzung – Nährstoffaustausch zwischen Ökosystemen

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit der engen Kopplung zwischen Fließgewässern und den angrenzenden Uferbereichen sowie mit der Bedeutung von Energie- und Stoffaustausch zwischen Wasser und Land für die Erhaltung der aquatischen und terrestrischen Artenvielfalt. Im Vordergrund steht eine grundlegende Ökosystemdienstleistung naturnaher Fließgewässer – der Export von Biomasse und spezifischen Nährstoffen, den sogenannten Omega-3-Fettsäuren (Polyunsaturated Fatty Acids, kurz PUFAs). Management- und Revitalisierungsprojekte in Fließgewässern sollten diese laterale Vernetzung berücksichtigen, um den Erfolg von Revitalisierungsmassnahmen zu verbessern.

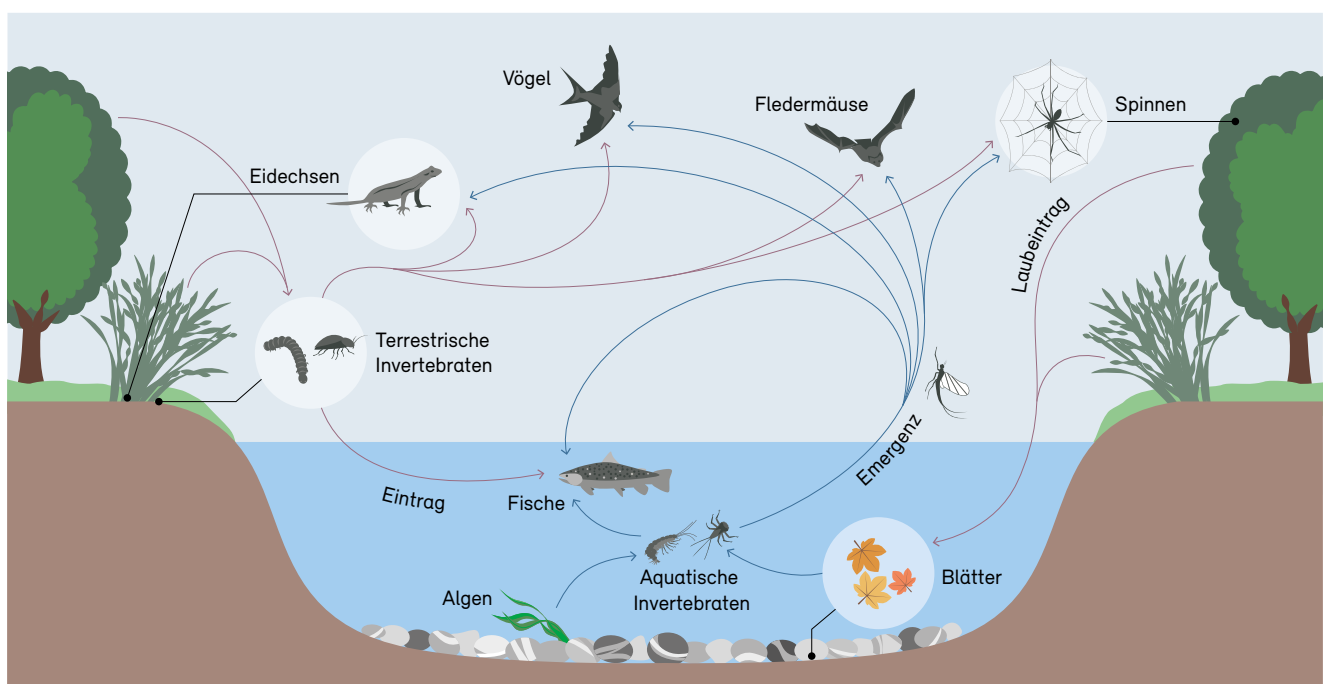
Carmen Kowarik und Christopher T. Robinson

Fließgewässer und die angrenzenden Uferbereiche und Auengebiete sind interaktive, offene Einheiten, die über vielfältige Pfade miteinander verbunden sind (Baxter *et al.* 2005). In diesem Kapitel betrachten wir Energie- und Stoffaustausch, der über Systemgrenzen

hinweg stattfindet, konkret den Austausch organischer Ressourcen (Biomasse und Nährstoffe) zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen (Abb. 12). Energie- und Stoffaustausch findet in beide Richtungen statt, z. B. über das Laub von Bäumen und Sträuchern, das in

Abbildung 12

Schematische Darstellung des Energie- und Stoffaustauschs zwischen Fließgewässer und angrenzender Landschaft.



Fließgewässer eingetragen wird, oder durch aquatische Insekten, die mit dem Schlupf vom Wasser an Land wechseln. Dadurch entsteht, was Baxter *et al.* (2005) als eng verwobenes Netz (*tangled web*) bezeichnen. Energie- und Stoffaustausch über Systemgrenzen hinweg kann für den Fortbestand der Empfängersysteme entscheidend sein.

### 3.1 Bedeutung von Energie- und Stoffaustausch zwischen Wasser und Land

Das vorliegende Kapitel konzentriert sich auf den Transfer von aquatischen Ressourcen in angrenzende terrestrische Ökosysteme. Ressourcen, die aus dem Wasser stammen, sind eine wertvolle zusätzliche Nahrungsquelle für terrestrische Räuber wie Spinnen. Ein Beispiel sind schlüpfende Insekten, die das Larvenstadium im Wasser und das Fortpflanzungsstadium an Land verbringen. Der Zeitpunkt des aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfers widerspiegelt die Lebenszyklen der lokalen Artengemeinschaften und führt zu saisonalen Pulsen an Ressourcen. Schlüpfende aquatische Insekten stellen eine wichtige Ergänzung in der Nahrung der terrestrischen Räuber dar, vor allem im Frühling, wenn terrestrische Nahrung nur in geringem Umfang vorhanden ist. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass terrestrische Räuber wie Spinnen und Vögel saisonal von aquatischer Nahrung abhängig sind (Iwata *et al.* 2003; Paetzold *et al.* 2005; Burdon und Harding 2008).

Ressourcen aquatischen Ursprungs bieten nicht nur eine zusätzliche Nahrungsquelle, sondern enthalten auch einen wichtigen Nährstoff, der in terrestrischen Ökosystemen

kaum vorhanden ist: die bekannte Omega-3-Fettsäure EPA (Tab. 2). Hohe EPA-Konzentrationen findet man in Fischen, was sie auch für den Menschen zu einer wertvollen Nahrungsquelle macht, aber auch in anderen Wasserorganismen wie Insekten. Aquatische Ökosysteme gelten als eine der Hauptquellen von EPA (Hixson *et al.* 2015). EPA gehört zur Gruppe der mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs; Tab. 2), die mehrere Doppelbindungen aufweisen und nur von bestimmten Organismengruppen gebildet werden können. Verschiedene Algengruppen wie etwa Kieselalgen produzieren grosse Mengen an EPA, was zu einer Anreicherung entlang der aquatischen Nahrungsketten führt. Terrestrischen Pflanzen dagegen fehlt es an dieser Fähigkeit, mit Ausnahme einiger Moose (Harwood 1996; Uttaro 2006; Hixson *et al.* 2015). Das macht EPA-reiche Organismen wie Wasserinsekten zu einer gefragten Ressource in terrestrischen Ökosystemen. Vorläufige Schätzungen deuten darauf hin, dass die Menge an PUFAs, die aus aquatischen Systemen exportiert wird, erheblich sein kann (Abb. 13) und eine wichtige Ökosystemdienstleistung von aquatischen Systemen für die Umgebung darstellt (Gladyshev *et al.* 2013).

Aber warum sind PUFAs so wichtig? Bei Tieren und damit auch dem Menschen sind PUFAs an vielen physiologischen Prozessen beteiligt. So bilden sie z. B. wesentliche Bestandteile unserer Zellmembranen, nehmen wichtige Funktionen in unserem Immunsystem wahr und spielen eine Rolle bei der Signalübertragung im Körper (Stillwell und Wassall 2003; Stanley 2014; Schlotz *et al.* 2016). Kurz gesagt sind PUFAs lebensnotwendig und müssen über die Nahrung zugeführt werden. Zwar können einige Organismen andere

Tabelle 2

Wichtige mehrfach ungesättigte Omega-3-Fettsäuren (Engl. Polyunsaturated Fatty Acids, kurz PUFAs)

Abkürzung	Chemische Formel	Name	Wichtigste Produzenten
ALA	C18:3n3	Alpha-Linolensäure	Wird von den meisten Algen sowie einigen terrestrische Pflanzen produziert, mit besonders hohen Konzentrationen in gewissen Samen und Nüssen (z. B. Rapssamen, Leinsamen, Walnüsse)
SDA	C18:4n3	Stearidonsäure	Wird von vielen Algen produziert (z. B. Kryptophyten und einige Grünalgen), aber nur von wenigen höheren Pflanzen (z. B. schwarze Johannisbeeren und Natterkopf)
EPA	C20:5n3	Eicosapentaensäure	Wird von vielen Algen produziert (z. B. Kieselalgen und Kryptophyten), aber nicht von höhere Pflanzen (mit Ausnahme einiger Moose); aquatische Systeme sind die Hauptquelle
DHA	C22:6n3	Docosahexaensäure	Wird mehrheitlich durch marine Algen produziert (z. B. marine Kryptophyten)

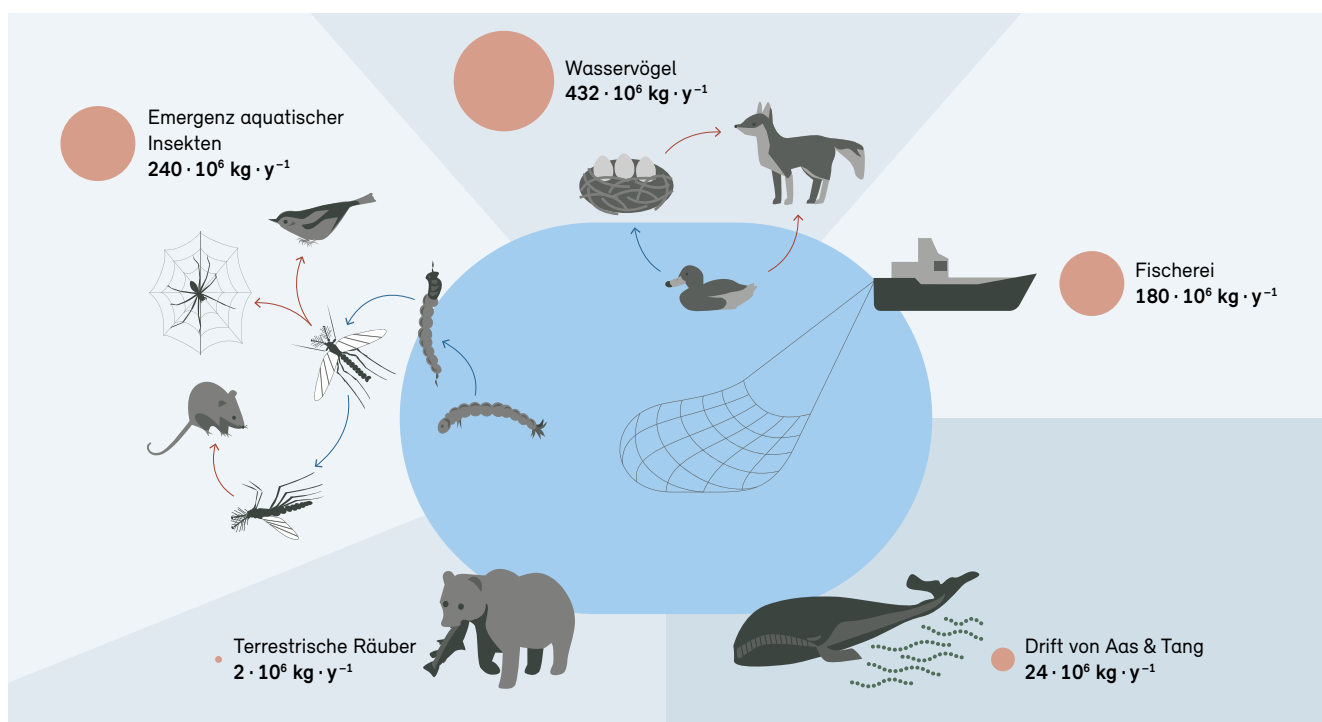
mehrfach ungesättigte Fettsäuren in EPA umwandeln, aber dieser Prozess ist in der Regel nicht effizient, weshalb die Aufnahme von EPA über die Nahrung sehr wichtig ist. Bestätigt wird dies durch Studien über terrestrische Räuber, die unter anderem gezeigt haben, dass sich EPA aquatischen Ursprungs positiv auf die Entwicklung und den Bruterfolg von Vögeln wie z. B. Baumschwalben in Auen und auf das Immunsystem von Uferspinnen auswirkt (Twining *et al.* 2016, 2018; Fritz *et al.* 2017).

Der Mensch hat die Mehrheit der aquatischen Ökosysteme, und insbesondere die Fließgewässer, sowohl in ihrer Morphologie als auch hinsichtlich ihrer Wasserchemie verändert. Damit löste er die «dunkle Seite des aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfers» aus, nämlich den Austausch von Mikroverunreinigungen und Schwermetallen über die Systemgrenzen hinweg (Kraus 2019). Naturnahe Fließgewässer und Seen gewährleisten entsprechend die positive Seite der Energie- und Stoffflüsse zwischen Wasser und Land als Ökosystemdienstleistung. Wie stark der

Mensch den aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfer sowohl quantitativ als auch qualitativ beeinflusst, ist nicht bekannt. Rund 25 Prozent der Schweizer Fließgewässer befinden sich in einem schlechten ökomorphologischen Zustand. So gibt es in den Schweizer Fließgewässern über 100 000 künstliche Barrieren, die den Geschiebetransport beeinflussen und die Lebensbedingungen im Flussbett erheblich verschlechtern (BAFU 2018). Zudem wurde die Länge der Flussufer durch Begradigungen und Uferbefestigungen massiv verringert. Die Abundanz von schlüpfenden Wasserinsekten und insektenfressenden Vögeln ist positiv mit der Uferlänge korreliert (Iwata *et al.* 2003), was bedeutet, dass in beeinträchtigten Fließgewässersystemen mit einer kürzeren Uferlänge ein geringerer PUFA-Transfer zu erwarten ist. Menschliche Aktivitäten und Infrastrukturen verändern sowohl Fließgewässer als auch die daran angrenzenden Auengebiete; damit haben sie einen klaren Einfluss auf die Verteilung und das Ausmass von Energie- und Stoffaustausch zwischen Wasser und Land (Laeser *et al.* 2005; Paetzold *et al.* 2011).

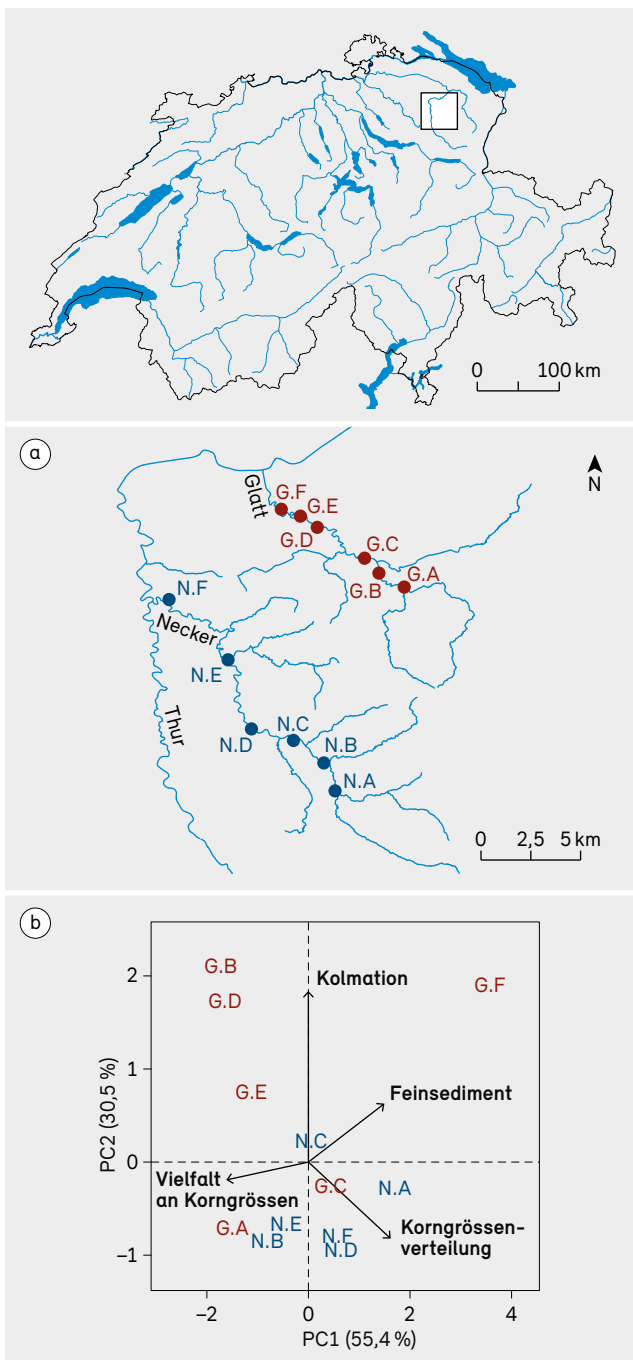
### Abbildung 13

Geschätzter jährlicher ( $y$ ) Export von EPA + DHA (s. Tab. 2) über verschiedene Verbindungswege zwecks Illustration von Umfang und Bedeutung dieser von aquatischen Systemen erbrachten Ökosystemdienstleistung.



**Abbildung 14**

(a) Karte der Standorte entlang der Glatt (G) und des Neckers (N).  
 (b) Darstellung der Hauptkomponentenanalyse (PCA), die den Unterschied zwischen den Habitateigenschaften der beiden Fließgewässer zeigt. Die Achsen stellen die Dimensionen 1 und 2 der PCA dar; der Anteil der Varianz, der durch jede Dimension erklärt wird, ist angegeben. Die Sedimentvariablen Kolmation, Vielfalt an Korngrößen, Feinsediment (Menge) und Korngrößenverteilung sind als Pfeile dargestellt.



Quelle: Eawag

Der Transfer von aquatischen Ressourcen in terrestrische Systeme spielt in den vielfältig vernetzten Flusslandschaften eine wichtige ökologische Rolle. Dennoch wurde er im praktischen Fließgewässermanagement bis heute weitgehend vernachlässigt. Zukünftige Revitalisierungsprojekte sollten aber die seitliche Vernetzung der Fließgewässer berücksichtigen und den Energie- und Stoffaustausch zwischen Wasser und Land einbeziehen.

### 3.2 Daten zum aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfer in der Schweiz

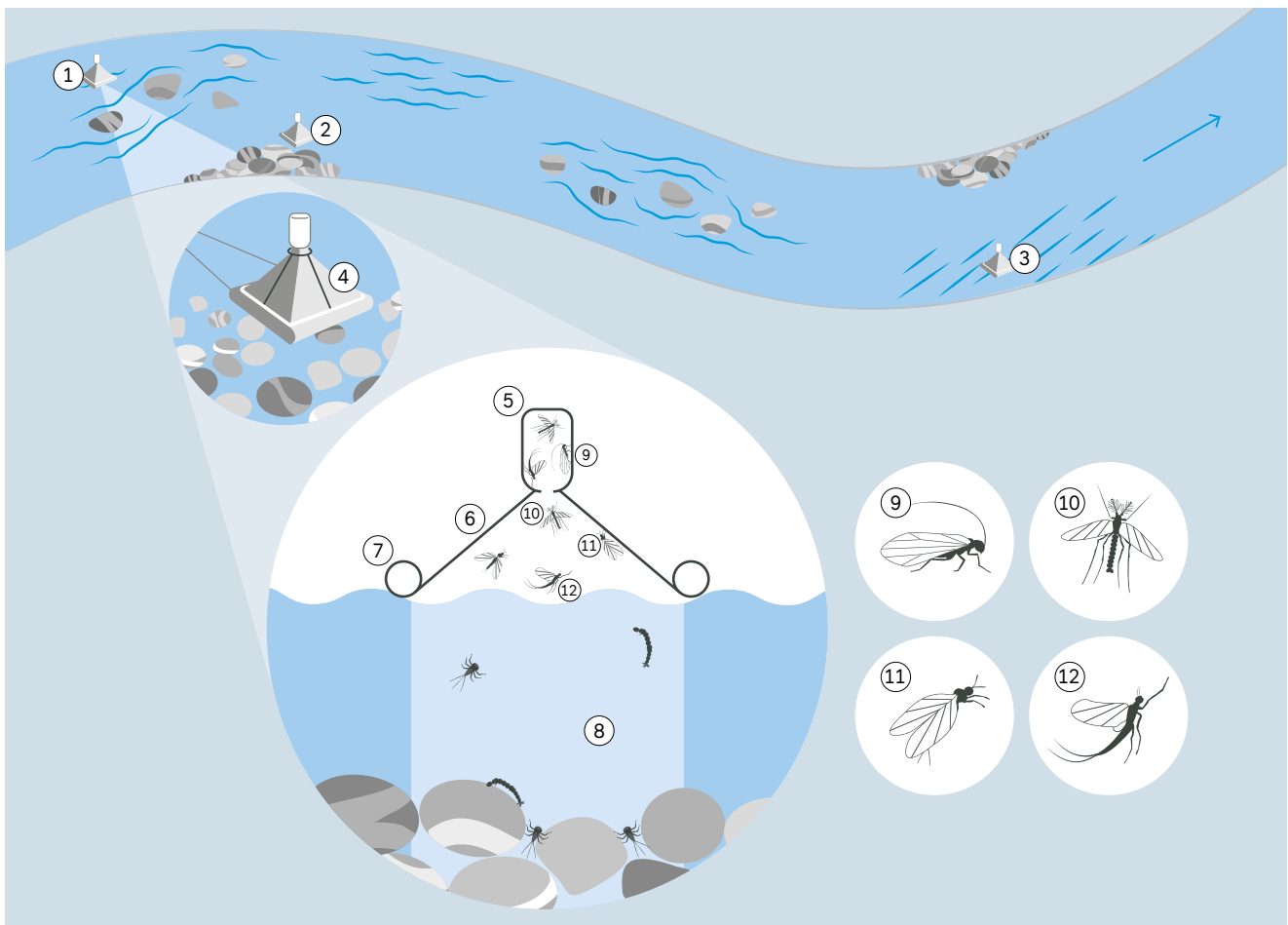
Wir stellen hier Ergebnisse zum aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfer entlang zweier gegensätzlicher Fließgewässer im Kanton St. Gallen vor (Abb. 14a). Der Necker (N) ist ein weitgehend unreguliertes Fließgewässer mit einem natürlichen Abfluss- und Geschieberegime. Die angrenzende Glatt (G) ist hingegen stark reguliert und weist mehrere Querbauwerke auf, die das Abfluss- und Geschieberegime verändern. Zudem unterscheidet sich die Landnutzung in den beiden Einzugsgebieten; so weist die Glatt eine schlechtere Wasserqualität (höhere Stickstoff- und Phosphorwerte) auf als der Necker. Wir wählten sechs Standorte entlang jedes Flusses aus, um den Transfer aquatischer Ressourcen in die angrenzenden terrestrischen Ökosysteme zu untersuchen. Dabei konzentrierten wir uns auf die schlüpfenden Wasserinsekten und den Export von PUFAs aquatischen Ursprungs an zwei Gruppen terrestrischer Räuber (bodenbewohnende und netzbildende Spinnen). Bodenbewohnende Spinnen in Auengebieten sind umherstreifende aktive Jäger, während netzbildende Spinnen stationär leben und ihre Beute in ihren Netzen fangen. Nachfolgend werden verschiedene Aspekte des aquatisch-terrestrischen Nahrungstrfers entlang der beiden Fließgewässer erörtert.

#### 3.2.1 Welchen Einfluss hat die Regulierung auf Umweltgradienten entlang von Fließgewässersystemen?

Wir untersuchten verschiedene Sedimentmerkmale wie die Verteilung der Korngrößen und die innere Kolmation (s. Kap. 7; Dubuis *et al.* 2023). Dabei beobachteten wir eine Zunahme der Feinsedimente und der Kolmation an Standorten unterhalb von Strukturen (Querbauwerken), die die Bewegung des Sohlenmaterials blockierten. Entlang der Glatt wies der oberste Standort (G.A) noch eine natürliche Sedimentsignatur auf, wobei sich dies flussabwärts nach dem

**Abbildung 15**

Methode zur Schätzung des Biomasse-Exports in Form von schlüpfenden Wasserinsekten. Pro Flussabschnitt wurden drei schwimmende Emergenzfallen verwendet (Fläche 0,25 m<sup>2</sup>), um verschiedene Habitattypen zu beproben: (1) Schnelle, (2) Flachwasser und (3) Kolk. (4) Emergenzfallen, bestehend aus (5) Fangflasche, (6) Netz (Maschenweite 100 µm) und (7) Styropor-Schwimmkörper. (8) Bereich, in dem schlüpfende Insekten gesammelt werden. Gesammelte Insekten: (9) Trichoptera (Köcherfliegen), (10) Diptera (Mücken), (11) Plecoptera (Steinfliegen), (12) Ephemeroptera ( Eintagsfliegen).



Quelle: Eawag

ersten Querbauwerk (G.B) rasch änderte. Diese Veränderung der Habitateigenschaften wird in einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) dargestellt (Abb. 14b). Darin weisen Standorte, die nahe beieinander abgebildet sind, ähnliche Sohleigenschaften auf, und Pfeile stellen verschiedene Ursachen für die Unterschiede dar. Standort G.A wird in die Nähe der natürlichen Standorte des Neckers projiziert, da er weniger Feinmaterial aufweist, während G.B und die anderen Standorte der Glatt aufgrund ihres höheren Kolmationsgrads weiter davon entfernt sind.

### 3.2.2 Wie beeinflusst die Beeinträchtigung der Fließgewässer den aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfer?

Eine Regulierung des Abflusses führt häufig zu einer Beeinträchtigung des Lebensraums in Fließgewässern, was in der Regel zu Veränderungen der Lebensgemeinschaften und der Abundanz von Makroinvertebraten in regulierten Gewässern im Vergleich zu frei fließenden Wasserläufen führt. Folglich unterscheiden sich auch die Qualität und Quantität des Transfers aquatischer Ressourcen in die angrenzenden Auengebiete. Wir verglichen den Biomasse-Export von Insekten entlang eines Gradienten

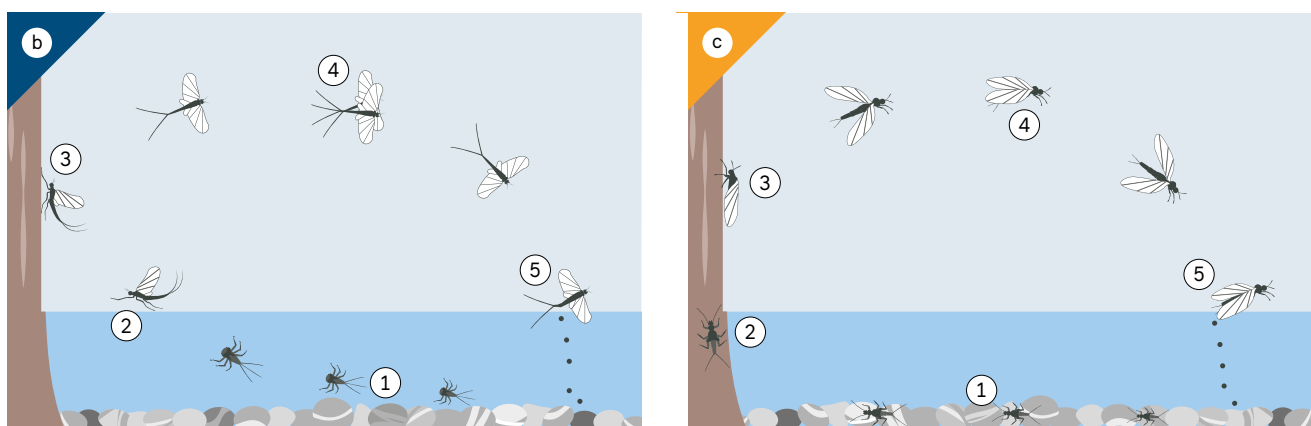
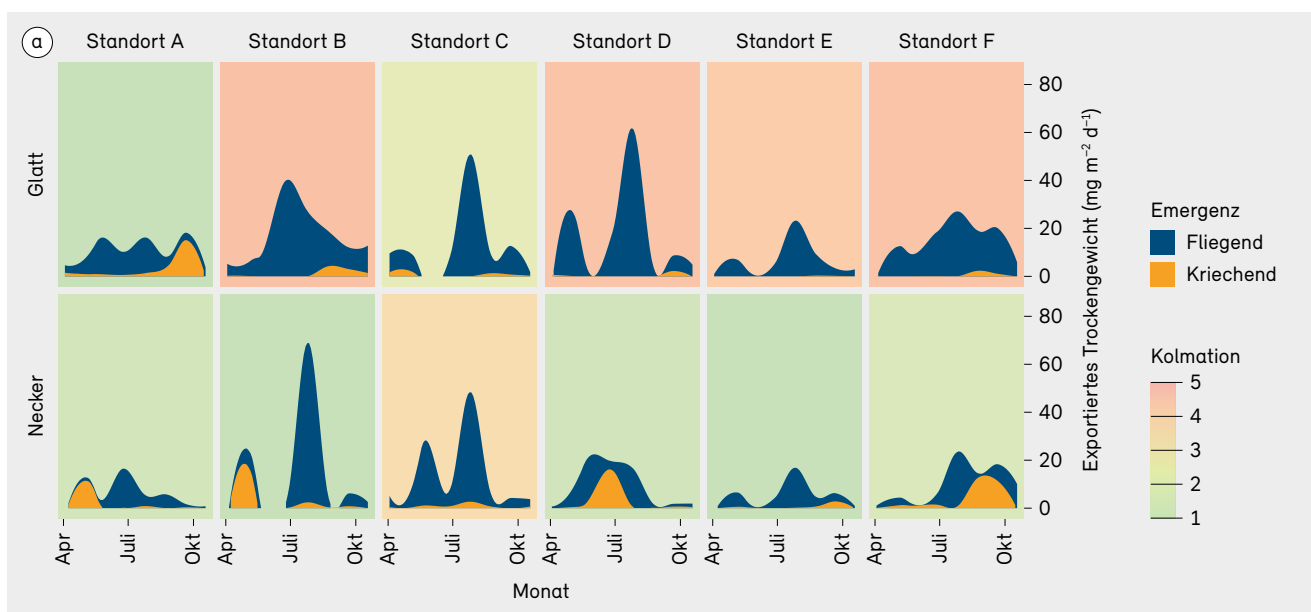


der Sohlenbeeinträchtigung in der Glatt und im Necker, wobei wir die Kolmation stellvertretend für die Beeinträchtigung verwendet haben (s. Abb. 15 für die Methoden und Abb. 16 für die Ergebnisse). Mit zunehmender Kolmation wurde kein allgemeiner Rückgang des Biomasse-Exports beobachtet, jedoch veränderte sich die Zusammensetzung der Gemeinschaft – an der Glatt schlüpften weniger

Steinfliegen als am Necker. Während an den meisten Standorten entlang der Glatt eine gewisse Emergenz von relativ häufigen Steinfliegenarten (*Leuctra* spp.) im Herbst zu beobachten war, fehlte im Frühjahr eine solche wichtige Emergenzspitze weitgehend; nur an den Standorten G.A und G.C wurde eine geringe Emergenz verzeichnet (Abb. 16a). Das Ausbleiben der Emergenzspitze im Frühjahr

**Abbildung 16**

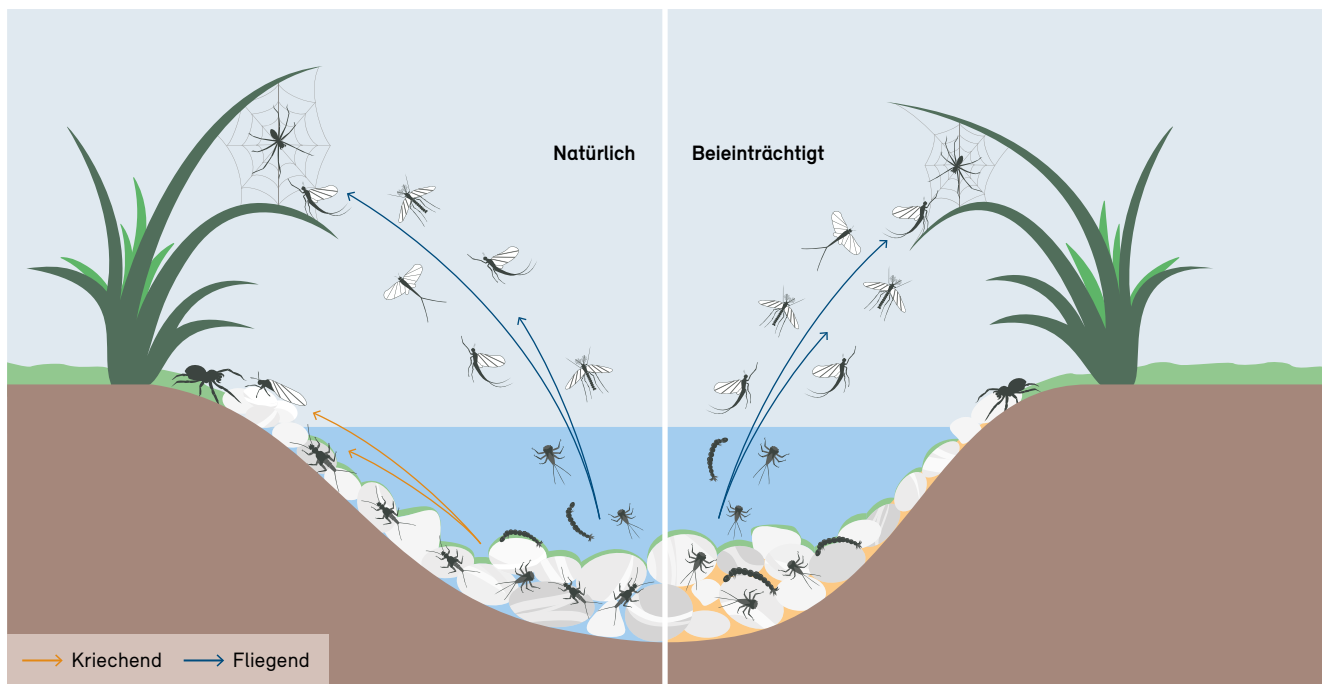
(a) Schätzung des Biomasse-Exports in Form von schlüpfenden kriechenden (z. B. Steinfliege) und fliegenden Wasserinsekten (z. B. Köcherfliege, Eintagsfliege) entlang der Glatt (obere Reihe) und des Neckers (untere Reihe). Die Standorte (A–F) entsprechen denjenigen auf der Karte in Abbildung 14. (b und c) Illustration der verschiedenen Schlupfformen: (b) fliegend versus (c) kriechend.



Quelle: (b) angepasst aus [www.delawariverguide.net/insects/mayflycyc.html](http://www.delawariverguide.net/insects/mayflycyc.html); (c) angepasst aus [www.delawariverguide.net/insects/stoneflycyc.html](http://www.delawariverguide.net/insects/stoneflycyc.html)

**Abbildung 17**

Eine mögliche Auswirkung der Beeinträchtigung von Fließgewässern auf den aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfer. Der Verlust von Steinfliegen in beeinträchtigten Fließgewässern führt zum Verlust einer spezifischen Kopplung (gelbe Pfeile) zwischen Wasser und angrenzendem Uferbereich.



Quelle: Eawag

betrifft Steinfliegenfamilien, die empfindlicher auf Beeinträchtigungen wie etwa eine erhöhte Feinsedimentfracht reagieren (Extence *et al.* 2013). Der daraus folgende Mangel an Steinfliegen kann erhebliche Auswirkungen haben, da diese Insekten ein anderes Schlupfverhalten zeigen als andere Wasserinsekten wie Eintagsfliegen und Köcherfliegen, die als flugfähige Tiere direkt aus dem Wasser schlüpfen (s. Abb. 16b). Im Gegensatz dazu kriechen Steinfliegen vor dem Schlüpfen ans Ufer (Abb. 16c) und stellen somit eine wichtige aquatisch-terrestrische Kopplung zu bodenbewohnenden Räubern her, die in Fließgewässern ohne Steinfliegen verloren geht (Abb. 17).

### 3.2.3 Übertragen schlüpfende Insekten PUFAs und gibt es einen Unterschied zwischen den Fließgewässern?

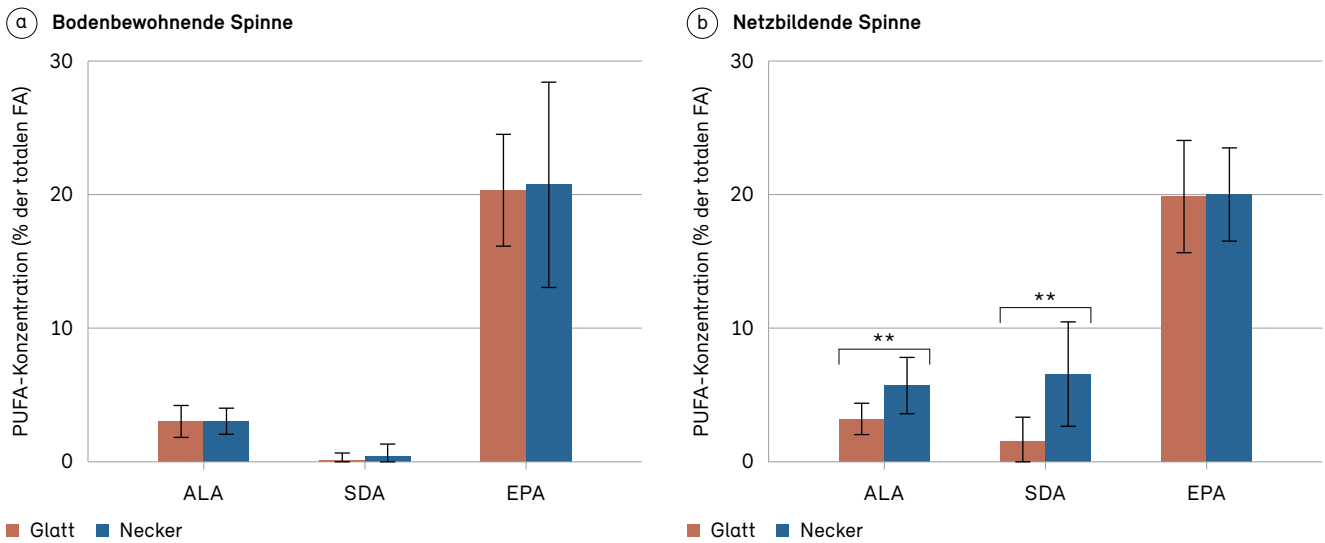
EPA und andere PUFAs (d. h. ALA + SDA), die vorwiegend in aquatischen Lebensräumen vorkommen, waren in schlüpfenden Insekten (EPA: 15–25 % der Gesamtfettsäuren) und in Uferspinnen sowohl an der Glatt als auch am Necker in beträchtlichen Konzentrationen vorhanden (Abb. 18).

Netzbildende und bodenbewohnende Spinnen wiesen eine ähnliche ALA-Konzentration (~4 % der Gesamtfettsäuren) und eine sehr hohe EPA-Konzentration (~15 %) im Vergleich zu anderen terrestrischen Organismen auf. Die SDA-Konzentration war bei netzbildenden Spinnen höher (1,4 %) als bei bodenbewohnenden (0,3 %), was darauf hindeutet, dass das Jagdverhalten im Transfer der Ressourcen eine Rolle spielt.

Wir verglichen die PUFA-Konzentrationen in Uferspinnen der beiden Fließgewässersysteme im Frühling. Für die bodenbewohnenden Spinnen konnten wir keine signifikanten Unterschiede feststellen. Demgegenüber wiesen netzbildende Spinnen entlang des Neckers mehr SDA und ALA auf als entlang der Glatt, während bei der EPA-Konzentration kein signifikanter Unterschied beobachtet wurde (Abb. 18). Wir untersuchten zudem die PUFA-Konzentrationen in schlüpfenden Insekten und Algenaufwuchs auf Steinblöcken und fanden vergleichbare Muster, vor allem für SDA. Offenbar manifestiert sich der Unterschied zwischen den Systemen bereits an der Basis der Nahrungskette, möglicherweise aufgrund unterschiedlicher Umweltbedingungen.

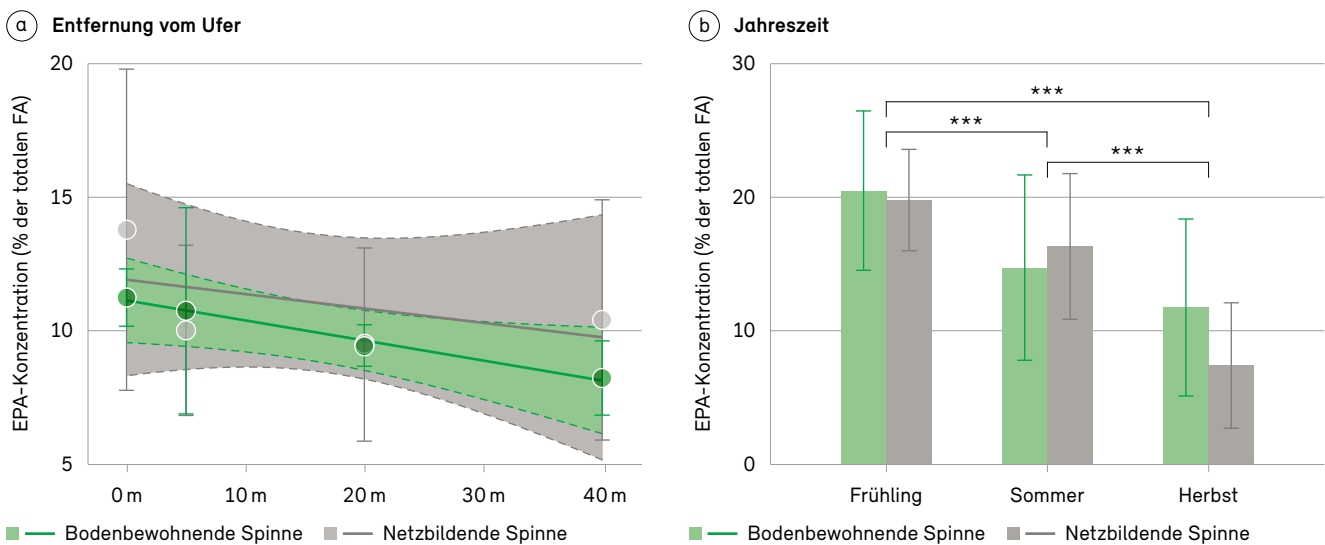
**Abbildung 18**

Mittlere Konzentration ( $\pm$  Standardfehler) an mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs: ALA, SDA und EPA; s. Tab. 2), ausgedrückt als Prozentsatz der Gesamtfettsäurekonzentration (FA) in (a) bodenbewohnenden und (b) netzbildenden Spinnen an der Glatt und am Necker. Sternchen bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den beiden Fließgewässersystemen bei  $p < 0,01$ .



**Abbildung 19**

(a) Mittlere EPA-Konzentration ( $\pm$  Standardfehler) der bodenbewohnenden und netzbildenden Spinnen (Standort N.F) in unterschiedlicher Entfernung vom Flussufer. Die schattierten Flächen stellen das 95 %-Vertrauensintervall dar. (b) Saisonale Unterschiede in der mittleren EPA-Konzentration ( $\pm$  Standardfehler) der beiden Spinnentypen, die die Bedeutung der Emergenz im Frühling deutlich machen. Sternchen bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahreszeiten ( $*** p < 0,001$ ).



Daraus schlossen wir, dass vor allem die Produktion und der Transfer von SDA entlang der Glatt sehr begrenzt waren, während das ernährungsphysiologisch wichtige EPA in vergleichbaren Mengen weitergegeben wurde.

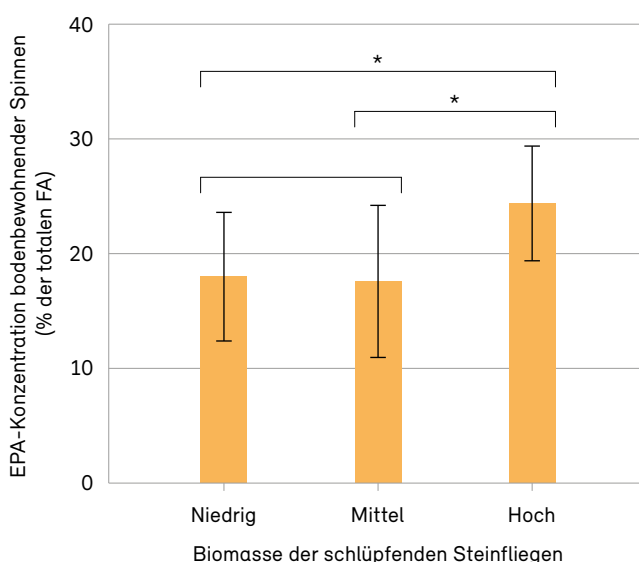
Ein genauerer Blick auf die EPA-Konzentration der Uferspinnen lässt einige interessante Muster erkennen. Zum einen war die Konzentration von der Entfernung zum Ufer abhängig. Am Standort N.F, wo die Spinnen in unterschiedlicher Entfernung vom Ufer beprobt wurden, nahm die EPA-Konzentration mit zunehmender Distanz ab, wobei die Werte bereits 40 bis 50 m vom Gerinne entfernt tiefer waren, vor allem bei bodenbewohnenden Spinnen (Abb. 19a). Zwar waren die Unterschiede aufgrund der relativ kleinen Stichprobengröße nicht signifikant, aber dieses Muster stimmt mit früheren Ergebnissen überein (Chari *et al.* 2020) und zeigt, dass der Zugang zu Wasserinsekten für den Transfer und die Anreicherung von EPA von Bedeutung ist. Zum andern war, mit Blick auf die jahreszeitlichen Unterschiede, die EPA-Konzentration bei beiden Spinnentypen im Frühling am höchsten (Abb. 19b). Dies deutet darauf hin, dass

schlüpfende Wasserinsekten für den Transfer von PUFAs in Uferbereiche und Auen im Frühling besonders wichtig sind.

Bezüglich des gesamten EPA-Exports/-Transfers fanden wir keinen signifikanten Unterschied zwischen dem natürlichen Necker und der stärker beeinträchtigten Glatt. Die unterschiedliche Zusammensetzung der Makroinvertebraten in den beiden Fließgewässern und die geringere Emergenz von Steinfliegen in der Glatt (s. Kap. 3.2.2) veränderten jedoch die Verfügbarkeit von EPA für die unterschiedlichen terrestrischen Räuber. Während netzbildende Spinnen weitgehend unbeeinflusst blieben, war die EPA-Konzentration der bodenbewohnenden Spinnen an beeinträchtigten Standorten, an denen im Frühling weniger Steinfliegen schlüpfen, geringer (Abb. 20). Wie bereits erwähnt, folgen Steinfliegen einer spezifischen «Schlüpfform», bei der sie ans Ufer kriechen. Dieses Verhalten macht sie zu einer leichten Beute für bodenbewohnende Räuber, während andere Insekten, die fliegend schlüpfen, viel schwieriger zu fangen sind. Da die EPA-Konzentration in bodenbewohnenden Spinnen mit der Immunfunktion verbunden ist (Fritz *et al.* 2017), kann ein geringerer Zugang zu EPA, der sich im vorliegenden Fall aus einer geringeren Emergenz von Steinfliegen ergibt, negative Auswirkungen auf das Überleben der Räuber haben. Wichtig ist der Hinweis darauf, dass der Rückgang der Steinfliegen ein allgemeines Problem in beeinträchtigten Fließgewässern ist; er schwächt die aquatisch-terrestrische Kopplung nicht nur für Uferspinnen, sondern möglicherweise auch für andere bodenbewohnende terrestrische Räuber wie Eidechsen und Käfer.

#### Abbildung 20

EPA-Konzentration in bodenbewohnenden Spinnen im Frühling in Abhängigkeit der Biomasse der schlüpfenden Steinfliegen. Kategorien der Steinfliegen-Biomasse: niedrig = Trockenmasse  $< 0,25 \text{ mg m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ , mittel  $\leq 1 \text{ mg m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ , hoch  $> 1 \text{ mg m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ . Sternchen bezeichnen signifikante Unterschiede bei  $p < 0,05$ .



Quelle: Eawag

### 3.3 Bedeutung für das Fließgewässermanagement

Unsere Untersuchungen zeigen, dass sowohl schlüpfende Wasserinsekten als auch Uferspinnen beträchtliche Konzentrationen von EPA enthalten und somit zentrale Bindeglieder sind, die den Transfer von EPA in die terrestrischen Systeme fördern. Gewässer, die einen aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfer ermöglichen, sowie Uferbereiche und Auengebiete, die den Hauptlebensraum von Uferspinnen bilden, müssen in einem guten ökologischen Zustand sein, um gesunde Populationen zu erhalten. Vor allem in Uferbereichen hängt die Dichte der netzbildenden Spinnen von der Vegetation wie Sträuchern

und Bäumen ab (Laeser *et al.* 2005), und die PUFA-Konzentration in Spinnen ist höher, wenn ein Pufferstreifen am Ufer vorhanden ist (Ramberg *et al.* 2020). Die Erhaltung der Uferbereiche, einschliesslich eines naturnahen Gewässerlaufs ist deshalb von entscheidender Bedeutung für die Erhaltung der Energie- und Stoffflüsse zwischen Wasser und Land.

Forschungsarbeiten zur aquatisch-terrestrischen Kopplung bieten eine Chance, verschiedene Interessengruppen über das Management von Uferbereichen und Auen zu informieren und sie einzubinden, wie von Muehlbauer *et al.* (2019) vorgeschlagen. Revitalisierungsprojekte sollten eine ganzheitlichere Perspektive verfolgen, d. h. terrestrische und aquatische Ökosysteme sollten gekoppelt betrachtet

werden. Zum Beispiel kann ein Vogelschutzprojekt von geringem Wert sein, wenn die nahegelegenen Gewässer in schlechtem Zustand sind und den benötigten aquatisch-terrestrischen Nahrungstransfer, z. B. von PUFAs, nicht liefern können. In solchen Fällen sollte der PUFA-Export als wichtige Ökosystemdienstleistung betrachtet werden. Ebenso ist es hier besonders wichtig, den allgemeinen Rückgang der Steinfliegen zu stoppen, die einen besonderen Exportweg bilden, der für bodenbewohnende terrestrische Räuber leicht zugänglich ist. Steinfliegen können in Fliessgewässern, die in einem schlechten ökologischen Zustand sind, nicht leben. Das bedeutet auch, dass diese Kopplung und der damit verbundene Energie- und Stofffluss über Ökosystemgrenzen hinweg in beeinträchtigten Fliessgewässerlebensräumen verloren geht.

#### Box 6: In der Praxis – Der Gewässerraum als nutzbringende Verbindung zwischen Gewässer und Umland

Vinzenz Maurer, Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern, Gewässerökologie

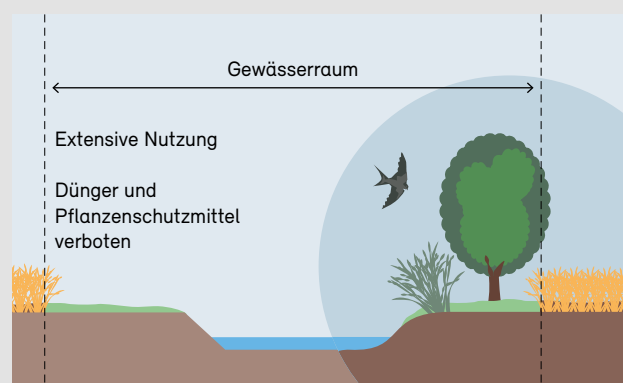
Kantone und Gemeinden sind aktuell daran, den Gewässerraum festzulegen (Abb. 21). Dabei sind vor allem der Raum für den Hochwasserschutz und der Schutz der Gewässer und der Gewässerorganismen vor Belastungen aus der Landwirtschaft wichtige Themen. Die meisten Diskussionen drehen sich aber um den Verlust an landwirtschaftlicher Nutzfläche. Kaum je Thema ist dagegen der Nutzen, den ein naturnaher Uferbereich für die angrenzende Landwirtschaftsfläche bieten kann.

Naturnahe und vielfältig strukturierte Ufer weisen eine vielfältige Lebensgemeinschaft an Algen, Wasserpflanzen und Tieren auf, die, wie die vorliegenden Untersuchungen schön zeigen, wichtige Substanzen produzieren, die über die schlüpfenden Insekten weit über die Gewässer hinaus verteilt werden. Und davon profitieren neben den untersuchten Spinnen auch viele andere Lebewesen, die dann auch in der Landwirtschaftsfläche auf die Jagd nach «Schädlingen» gehen.

Wir sollten die Chance nutzen, die der Gewässerraum uns bietet! Lassen wir die Gewässer selber vielfältige Uferstrukturen bilden, lassen wir Übergänge für die schlüpfenden Insekten entstehen und eine reich strukturierte Ufervegetation wachsen mit vielen Habitaten für Spinnen, Vögel und Igel, die vom Nahrungsangebot an Wasserinsekten profitieren können. Und schätzen wir den Nutzen, den diese natürlichen Schädlingsbekämpfer auch für die Kulturen bringen.

#### Abbildung 21

Ein Beispiel für den Gewässerraum, eine im praktischen Fliessgewässermanagement häufig verwendete Definition des Raumbedarfs für Fliessgewässer.



Quelle: AWA (2020)

## 4 Wechselwirkung zwischen Abfluss und Sohlenlage bei seitlicher Entlastung

Seitliche Entlastungsbauwerke in Fliessgewässern sind gängige Massnahmen, um bei Hochwasserereignissen einen Teil des Abflusses auszuleiten. Die seitliche Entlastung reduziert den Durchfluss und damit die Geschiebetransportkapazität im Hauptgewässer, was zu Geschiebeablagerungen führt. In diesem Kapitel wird die Wechselwirkung zwischen dem Abfluss über eine seitliche Entlastung und der Veränderung der Sohlenlage im Hauptgerinne anhand von 1D- und 2D-Modellansätzen erörtert und veranschaulicht und es werden Empfehlungen für praktische Modellanwendungen gegeben. Zudem werden Aspekte der ökologischen Flutung von Retentionsräumen kurz diskutiert.

Seline Frei, Eva Gerke, Robert Boes und David Vetsch

### 4.1 Einleitung

Seitliche Entlastungsbauwerke in Fliessgewässern wie Streichwehre und überströmbare Dämme sind gängige Massnahmen, um bei grossen Hochwasserereignissen einen Teil des Abflusses in einen seitlichen Retentionsraum oder einen Hochwasserkorridor auszuleiten. So kann das Überschwemmungsrisiko für flussabwärts gelegene Gebiete verringert werden. Es gibt sowohl regulierte als auch unregulierte seitliche Entlastungen, wobei die meisten in der Schweiz unreguliert sind (Bühlmann und Boes 2014).

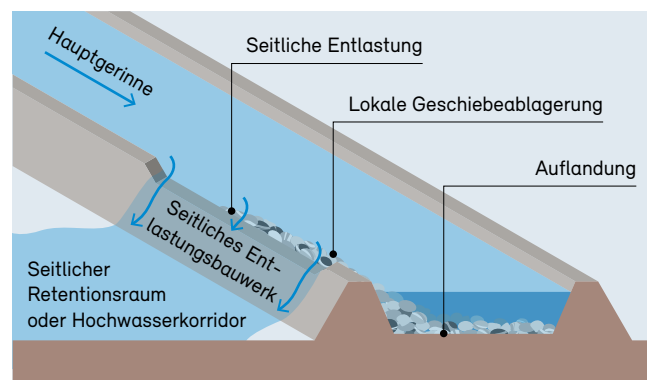
Der Abfluss über die seitliche Entlastung tritt ein, sobald die Wasserspiegellage die Damm- oder Wehrkrone erreicht. Die Kronenhöhe ist nach hydrologischen und hochwasserschutztechnischen Zielen zu bemessen, wobei das Schutzziel in der Schweiz auf einer Risikobewertung beruht und aufgrund des Schadenspotenzials des hochwassergefährdeten Gebietes festgelegt wird (BAFU 2005). Der Bemessungsabfluss der seitlichen Entlastung ist somit ein projektspezifischer Wert. Seitliche Entlastungen werden im Hochwasserschutz als Teil des Bemessungskonzepts oder für die Systemsicherheit bei Extremereignissen (Überlastfall) eingesetzt. Solche Bauwerke werden typischerweise flussaufwärts von stark gefährdeten Gebieten wie etwa Siedlungen und Industrieanlagen in Betracht gezogen, sofern geeignete Retentionsräume vorhanden sind oder Hochwasserkorridore zur seitlichen Ableitung des Wassers genutzt werden können. Die seitliche Entlastung führt zu einer Reduktion des Abflusses und damit der Geschiebetransportkapazität im Hauptgerinne. Folglich kann es zu lokalen Geschiebeablagerungen im Bereich des

Streichwehrs und zu einer Auflandung im flussabwärts gelegenen Gerinne kommen (Abb. 22). Die Erhöhung der Sohlenlage kann die seitliche Entlastung im Vergleich zu einer Situation ohne Geschiebe deutlich vergrössern.

Mit zunehmender Dauer des Hochwassers dehnt sich die Auflandung weiter in Richtung des flussabwärts gelegenen Hauptgerinnes aus. Während des abfallenden Asts der Hochwasserwelle setzt dort, wo es zu einer lokalen Geschiebeablagerung und Auflandung gekommen war, wieder eine Erosion ein. Die Wechselwirkung zwischen seitlicher Entlastung und Veränderungen der Geschiebedynamik im Fluss darf bei der Bemessung von Streichwehren nicht vernachlässigt werden. Bemessungsrichtlinien für

#### Abbildung 22

Seitliches Entlastungsbauwerk mit lokaler Geschiebeablagerung und Auflandung aufgrund der seitlichen Entlastung während eines Hochwasserereignisses. Abbildung angepasst aus Rosier (2007).



Quelle: VAW, ETH Zürich

seitliche Entlastungsbauwerke, die keine Rücksicht auf die Auflandung nehmen, befinden sich in Bühlmann und Boes (2014), Giesecke *et al.* (2014) und Jäggi *et al.* (2015). Um die Auswirkung der Erhöhung der Sohlenlage auf die seitliche Entlastung zu berücksichtigen, führte Rosier (2007) im Labor des Forschungsinstituts PL-LCH der EPFL mehrere Rinnenexperimente durch.

Die im Wasserbau und in der Beurteilung des Hochwasserisikos gebräuchlichen numerischen Modelle, d. h. 1D- und 2D-Modelle, die auf den Flachwassergleichungen basieren, können als Hilfsmittel für die Bemessung von Streichwehren unter Berücksichtigung von Sohlenveränderungen verwendet werden. Die Simulationssoftware BASEMENT (Vetsch *et al.* 2020) wurde eingesetzt, um die Wechselwirkung zwischen seitlicher Entlastung und Veränderungen der Sohlenlage zu analysieren, wobei Erkenntnisse aus Rinnenexperimenten (Rosier 2007) zur Validierung der Ergebnisse herangezogen wurden. In diesem Kapitel werden die Möglichkeiten und Anforderungen des Modells aufgezeigt und Empfehlungen formuliert.

Ein weiterer Aspekt, der in der Schweiz eher neu ist, ist die Nutzung der seitlichen Entlastung zur Verbesserung der ökologischen Bedingungen in Retentionsräumen, was als «ökologische Flutung» bezeichnet wird (s. Box 7). Dabei wird das Wasser nicht nur bei grossen, sondern auch bei kleineren Hochwasserereignissen in die Retentionsräume abgeleitet. Dies kann die Bildung von dynamischen Auenbiotopen unterstützen. In Deutschland wurde die ökologische Flutung bereits erfolgreich eingesetzt, beispielsweise im Polder Altenheim am Rhein, der seit 1987 besteht (Pfarr *et al.* 2014).

## 4.2 Abschätzung des seitlichen Entlastungsabflusses

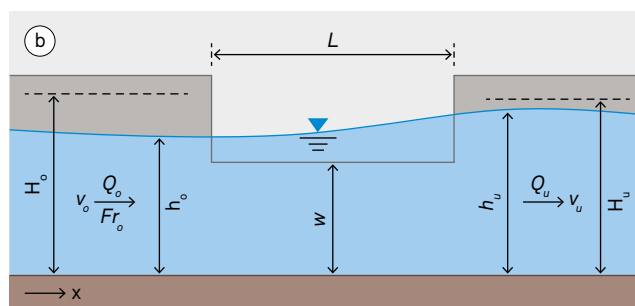
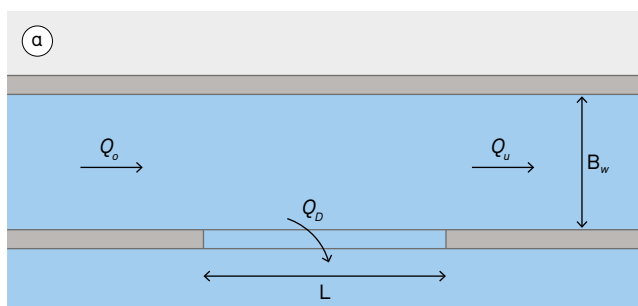
### 4.2.1 Gängige Ansätze

Die klassischen Wehrgleichungen zur Abschätzung des Abflusses gehen davon aus, dass die Strömung senkrecht zur Wehrachse auf das Wehr zufliesst. Im Gegensatz dazu nähert sich die Strömung bei seitlichen Entlastungsbauwerken in einem Winkel von  $< 90^\circ$ . Abbildung 23 zeigt die Draufsicht und die Seitenansicht eines Streichwehres in einem Gerinne mit strömendem Abfluss, bei dem das Wasser in Richtung eines seitlichen Retentionsraums oder eines Hochwasserkorridors abgeleitet wird. Alle nachfolgend beschriebenen Variablen sind in Abbildung 23 dargestellt.

Die Wassertiefe entlang des Streichwehres nimmt bei strömenden Bedingungen (Fliessgeschwindigkeit  $<$  Wellengeschwindigkeit; Abb. 23b) zu und bei schiessenden (Fliessgeschwindigkeit  $>$  Wellengeschwindigkeit) ab. Daher ist die seitliche Entlastung pro Einheitslänge bei einem schiessenden Abfluss deutlich geringer als bei einem strömenden und lässt sich kaum voraussagen (Jäggi *et al.* 2015). Seitliche Entlastungen werden für schiessenden Abfluss nicht empfohlen (Hager 2010) und sollten daher nur in strömenden Flussabschnitten in Betracht gezogen werden, in denen die Froude-Zahl im Oberwasser  $Fr_o = v_o / (g \cdot A / B_w)^{0.5} < 0,75$  (Hager 2010; Giesecke *et al.* 2014) ist, wobei  $v_o = Q_o / A$  die über den Fliessquerschnitt A gemittelte Anströmungsgeschwindigkeit ist,  $Q_o$  der Gerinneabfluss,  $A$  der Fliessquerschnitt,  $g$  die Erdbeschleunigung und  $B_w$  die Gerinnebreite auf Höhe des Wasserspiegels. In der Literatur gibt es mehrere Ansätze zur

Abbildung 23

(a) Draufsicht und (b) Seitenansicht eines seitlichen Entlastungsbauwerks, die den Wasserspiegel bei strömendem Abfluss zeigen. Alle Variablen sind im Haupttext definiert. Abbildung angepasst aus Bollrich (2013).



Abschätzung des seitlichen Entlastungsabflusses  $Q_D$ , die in der Regel auf der Annahme beruhen, dass am Streichwehr kein Energieverlust entsteht.

De Marchi (1934) schlug zur Berechnung des seitlichen Entlastungsabflusses für einen rechteckigen und horizontalen Kanal mit einem seitlichen, scharfkantigen Wehr die folgende Gleichung vor:

$$\frac{dQ_D}{dx} = \frac{2}{3} \cdot C_M \cdot \sqrt{2g} \cdot (h_W - w)^{2/3} \quad (1)$$

$\frac{dQ_D}{dx}$  Abflussänderung entlang des seitlichen Entlastungsbauwerks [ $\text{m}^3 \text{ (m}^{-1} \text{ s}^{-1})$ ]

$C_M$  Seitlicher Überfallkoeffizient [-]

$Q_D$  Seitlicher Entlastungsabfluss [ $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ]

$h_W = h_W(x)$  Abflusstiefe entlang des seitlichen Entlastungsbauwerks [m]

$w$  Wehrkronenhöhe [m]

$g$  Erdbeschleunigung [ $\text{m s}^{-2}$ ]

Der Ansatz von De Marchi basiert auf der Lösung einer Gleichung für ungleichförmigen, instationären Abfluss und nicht konstanter Abflusstiefe  $h_W(x)$  entlang des Bauwerks (Di Bacco und Scorzini 2019). Für seitliche scharfkantige Wehre in rechteckigen und trapezförmigen Gerinnen bei strömenden Bedingungen kann der Überfallkoeffizient  $C_M$  nach dem vereinfachten Ansatz von Hager (1987) bestimmt werden (Gl. 2). Es gibt nur wenig Literatur zu den seitlichen Überfallkoeffizienten von breitkronigen (z. B. Ranga Raju 1979), rundkronigen (z. B. Izadinia und Heidarpour 2016) oder dachförmigen seitlichen Entlastungsbauwerken. Der seitliche Überfallkoeffizient hat einen starken Einfluss auf den berechneten Entlastungsabfluss. Hier wird der De Marchi-Ansatz mit  $C_M$  nach Hager (1987) verwendet:

$$C_M = 0.728 \sqrt{\frac{2+Fr_0^2}{2+3Fr_0^2}} \quad (2)$$

Für viele Situationen können Oberwasserabfluss  $Q_o$ , Unterwasserabfluss  $Q_u$  und die Strömungsverhältnisse im Unterwasser (Unterwasser-Geschwindigkeit  $v_u$ , Wassertiefe  $h_u$ ,

Energiehöhe  $H_u$  und Gerinnebreite  $B$ ) definiert werden. Unter der Annahme, dass entlang des seitlichen Entlastungsbauwerks kein Energieverlust auftritt, können die Strömungsverhältnisse im Oberwasser (Oberwasser-Geschwindigkeit  $v_o$ , Wassertiefe  $h_o$  und Energiehöhe  $H_o$ ) mit Hilfe der Bernoulli-Gleichung berechnet werden. Di Bacco und Scorzini (2019) schlugen die folgende Gleichung vor, um die erforderliche Länge des seitlichen Entlastungsbauwerks  $L$  zur Verminderung von  $Q_o$  auf  $Q_u$  zu berechnen:

$$L = \frac{3B}{2C_M} \cdot (\Phi_u - \Phi_o) \quad (3)$$

wobei  $\Phi_i = \frac{2H_i - 3w}{H_i - w} \cdot \sqrt{\frac{H_i - h_i}{h_i - w}} - 3 \cdot \arcsin\left(\frac{H_i - h_i}{h_i - w}\right)$  und  $i = o, u$

#### 4.2.2 Auswirkungen der Morphodynamik

Die seitliche Entlastung während eines Hochwasserereignisses verringert die Geschiebetransportkapazität im Hauptgerinne. Dadurch kann es zu lokalen Geschiebeablagerungen im Bereich des Streichwehrs und zu einer Auflandung im Hauptgerinne flussabwärts kommen (Abb. 22). Die lokale Geschiebeablagerung beginnt am Anfang des Streichwehrs und erreicht ihre maximale Höhe am stromabwärts gelegenen Ende des Wehrs. Die seitliche Entlastung kann sich aufgrund der Auflandung um das Dreifache erhöhen (Rosier 2007).

Rosier (2007) stellte eine empirische und iterative Methode zur Abschätzung der lokalen Geschiebeablagerungen aufgrund einer seitlichen Entlastung vor, die auf physikalischen Experimenten basiert (s. a. Rosier *et al.* 2008). Die iterative Berechnung ist aufwändig und erfordert die Erstellung eines numerischen Modells und eine hydrodynamische Simulation für jeden Iterationsschritt. Eine detaillierte Abschätzung der Auflandung und der seitlichen Entlastung mit Hilfe numerischer Simulationen, einschliesslich des Geschiebetransports, wird aber für die Planung von Streichwehren empfohlen und hier präsentiert.

### 4.3 Numerische Modellierung seitlicher Entlastungsbauwerke

#### 4.3.1 Modellansätze

Um die Auswirkungen der Auflandungsdynamik auf die seitliche Entlastung zu beurteilen, wurden mit der Software BASEMENT Version 2.8.2 verschiedene numerische



Modellansätze evaluiert. BASEMENT ist eine Freeware zur Simulation der Hydro- und Morphodynamik von Fließgewässern ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)), die an der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glazialogie (VAW) der ETH Zürich entwickelt wurde. Bei dieser Evaluation wurden mehrere hydrodynamische (fixierte Flusssohle, kein Geschiebetransport) und morphodynamische Simulationen mit den verschiedenen Modellansätzen durchgeführt und die Ergebnisse mit beobachteten experimentellen Daten von Rosier (2007) verglichen. Insbesondere wurden trapezförmige und rechteckige Kanäle mit Streichwehren simuliert. Vier verschiedene numerische Modellansätze wurden getestet, von denen drei ausgewählt wurden (Abb. 24):

(a) **1D**: Die seitliche Entlastung über ein Streichwehr wird in einem 1D-BASEMENT-Modell mit einer Reduktion des Abflusses durch spezifische Senken-Termen (Gl. 1) an jedem Querprofil entlang des Wehrs berücksichtigt. Für die

einzelnen Senken-Termen müssen spezifische  $C_M$ -Werte definiert werden. Die Reduktion des Strömungsimpulses aufgrund des seitlichen Entlastungsabflusses wird in BASEMENT berücksichtigt.

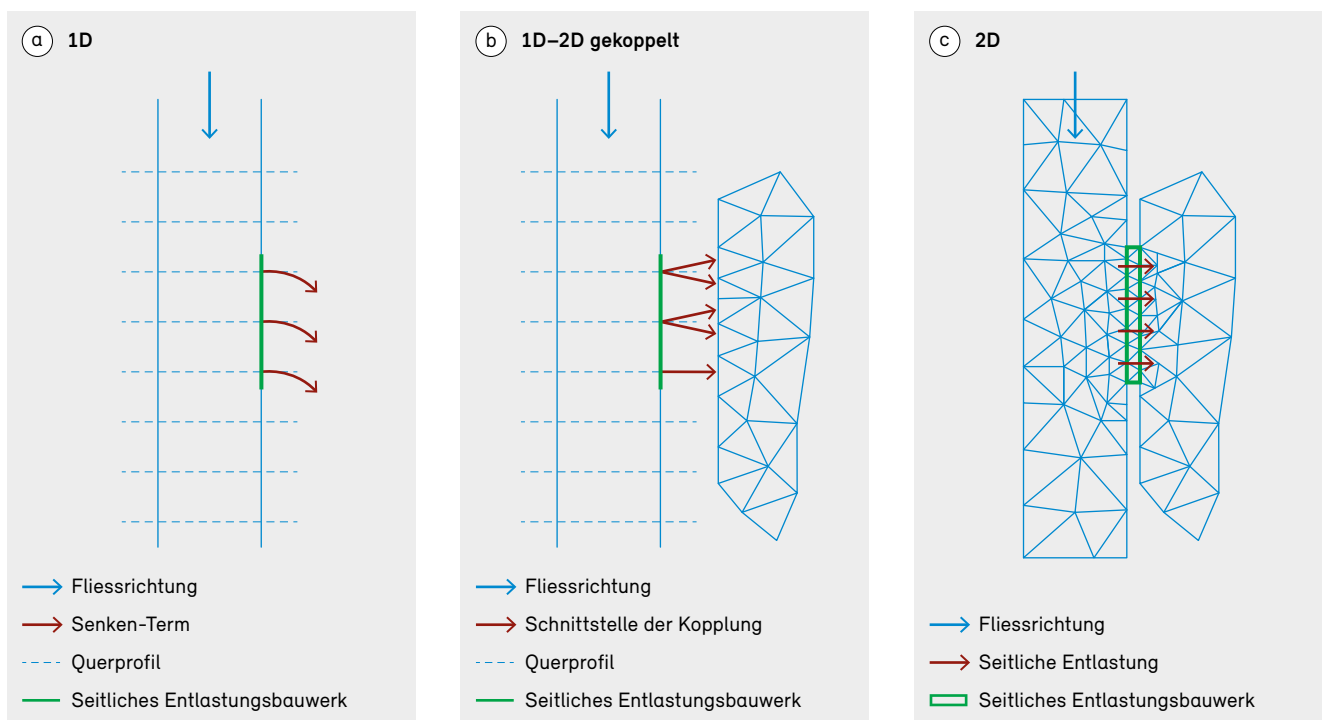
(b) **1D-2D gekoppelt**: Die laterale Kopplung umfasst ein 1D-Gerinne und einen 2D-Überflutungsbereich. Die seitliche Entlastung wird mit Hilfe von Gl. 1 berechnet; zudem muss ein spezifischer  $C_M$ -Wert definiert werden. Die Reduktion des Strömungsimpulses aufgrund des seitlichen Entlastungsabflusses wird in BASEMENT berücksichtigt.

(c) **2D**: Die Geometrie des Streichwehrs und die Topografie des Überflutungsbereichs werden modelliert.  $C_M$  muss für diese Simulation nicht spezifiziert werden.

Beispiele für diese Ansätze sind auf der BASEMENT-Webseite zu finden ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch) > Download > Test cases).

Abbildung 24

(a) 1D-, (b) gekoppelter 1D-2D- und (c) 2D-Ansatz, die in der Software BASEMENT zur Simulation der seitlichen Entlastung an einem seitlichen Entlastungsbauwerk verwendet werden.



### 4.3.2 Vergleich verschiedener Modellansätze

1D- oder gekoppelte 1D-2D-Modelle sind für gerade Flussläufe am besten geeignet. Diese Modelle benötigen in der Regel weniger topografische Daten und eine kurze Rechenzeit. Keiner dieser Modelltypen zeigt die Strömungsablenkung im Hauptgerinne und im Überflutungsbereich. Gekoppelte 1D-2D-Modelle können von Vorteil sein, wenn das Strömungsfeld im Überflutungsbereich von Bedeutung ist. Was die seitliche Entlastung betrifft, so ist der seitliche Überfallkoeffizient der empfindlichste Parameter, und eine entsprechende Sensitivitätsanalyse wird empfohlen. Gute Ergebnisse für rechteckige Gerinne mit scharfkantigem Wehr und für trapezförmige Gerinne mit dachförmigem Wehr können

mit dem seitlichen Überfallkoeffizient von Hager (1987) (Gl. 2) erzielt werden. Tabelle 3 zeigt einen Vergleich der 1D- und der gekoppelten 1D-2D-Simulationen mit der 2D-Simulation, bei der kein  $C_M$ -Wert notwendig ist, und mit dem physikalischen Experiment von Rosier (2007).

Für das 2D-Modell muss die Topografie angegeben und die Rauheit der Wehrkrone spezifiziert werden. Die seitliche Entlastung reagiert aber weniger empfindlich auf die Rauheit als das 1D- oder das gekoppelte 1D-2D-Modell auf den seitlichen Überfallkoeffizienten. Das 2D-Modell gibt die Strömungsablenkung im Hauptgerinne und im Überflutungsbereich an.

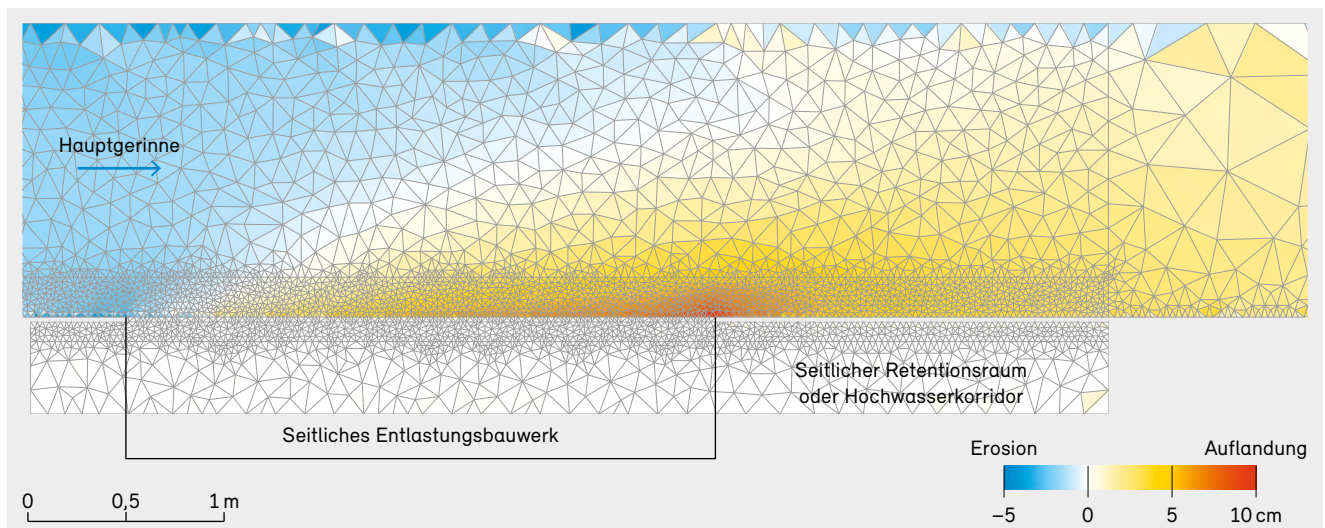
**Tabelle 3**

Vergleich der seitlichen Entlastung ( $Q_D$  in  $l s^{-1}$ ) zwischen den hydrodynamischen und morphodynamischen Simulationen und dem physikalischen Experiment B02 von Rosier (2007). Das rechteckige Gerinne hat folgende Abmessungen: Breite = 1,5 m, Sohlengefälle = 0,2 %, Länge des seitlichen Entlastungsbauwerks  $L = 3$  m, Wehrhöhe  $w = 10$  cm, konstanter Abfluss  $Q_0 = 181 l s^{-1}$ .

	Hydrodynamisch	Morphodynamisch	Morphodynamisch (mit Sohlsicherung)
Physikalisches Experiment von Rosier (2007)	–	52	–
1D-Modell ( $C_M = 0,6$ für alle 11 Senken-Termen)	33	48	43
Gekoppeltes 1D-2D-Modell ( $C_M = 0,6$ )	33	47	43
2D-Modell	32	42	40

**Abbildung 25**

Lokale Geschiebeablagerung entlang des Entlastungsbauwerks und Auflandung flussabwärts im Hauptgerinne (2D-Modell des Versuchs B02 von Rosier [2007], seitliches Entlastungsbauwerk  $L = 3$  m).



### 4.3.3 Auswirkungen der Morphodynamik

Zur Bemessung von seitlichen Entlastungsbauwerken in Fließgewässern mit ausgeprägtem Geschiebetransport werden morphodynamische Simulationen empfohlen. Die Auflandung flussabwärts des Streichwehrs und die daraus resultierende höhere seitliche Entlastung lassen sich mit allen drei Modellansätzen simulieren. Die räumliche Ausdehnung der lokalen Geschiebeablagerung im Bereich des Streichwehrs kann allerdings mit einem 1D-Modell nicht erfasst werden. Seitliche Entlastung, Auflandung sowie Geometrie und Lage der lokalen Geschiebeablagerung, die im morphodynamischen 2D-Modell (Abb. 25) berechnet wurden, stimmen gut mit den Ergebnissen der physikalischen Experimente von Rosier (2007) überein.

Tabelle 3 vergleicht die seitliche Entlastung für die hydro- und morphodynamischen Simulationen sowie das physikalische Experiment von Rosier (2007). Die seitliche Entlastung ist in den morphodynamischen Simulationen, in denen die Geschiebeablagerung berücksichtigt wird, deutlich grösser. Im rein hydrodynamischen Modell könnte die seitliche Entlastung unterschätzt und der

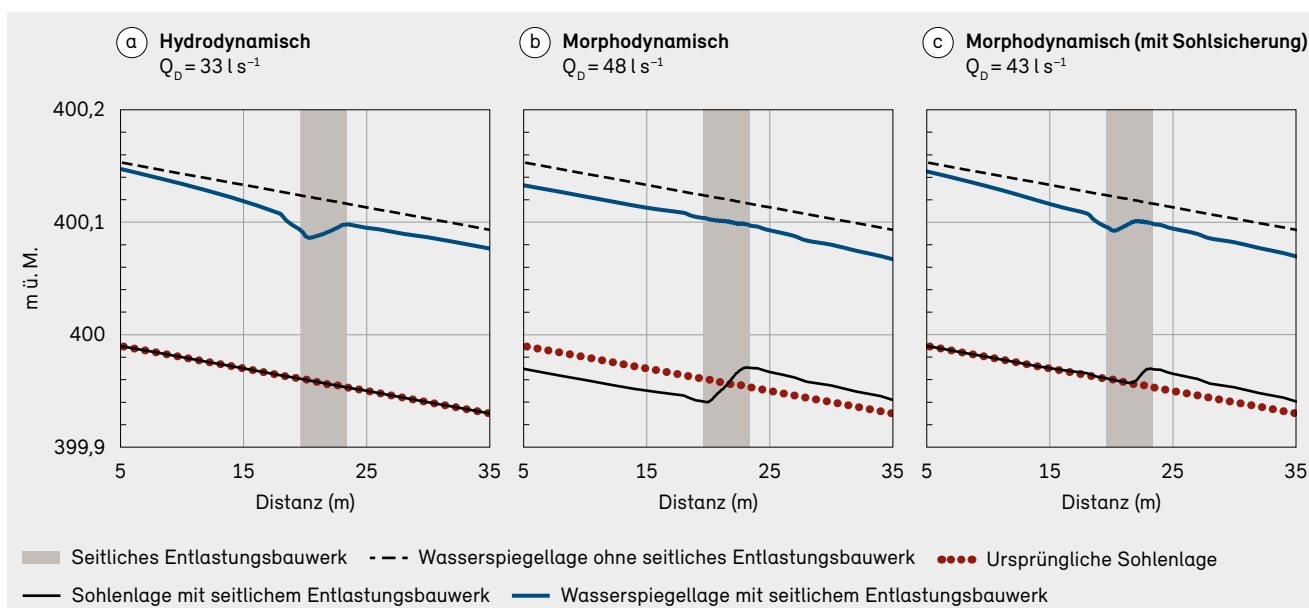
Retentionsraum oder der Hochwasserkorridor könnten mit einer ungenügenden Kapazität bemessen werden.

Die Wasserspiegel- und die Sohlenlage für die hydrodynamische Simulation und für die morphodynamischen Simulationen mit und ohne Sohlsicherung sind in Abbildung 26 für den 1D-Modellansatz dargestellt. Mit den 1D-2D- und 2D-Modellansätzen werden die gleichen Ergebnisse erzielt. Stromabwärts des Streichwehrs kann sich eine beträchtliche Menge an Sedimenten ablagern und folglich die Querschnittsfläche verringern (Abb. 26b). Unterhalb des Streichwehrs ist weniger Wasser im Gerinne, so dass es zu keinem Anstieg des Wasserspiegels kommt (Abb. 26). Aufgrund der Staukurve vor der seitlichen Entlastung (Abb. 26a) wird eine Sicherung der Sohle empfohlen (Tab. 3 und Abb. 26c). Die Auflandung im Hauptgerinne und die lokale Geschiebeablagerung im Bereich des Streichwehrs nehmen mit zunehmender Länge des seitlichen Entlastungsbauwerks zu.

Im Gegensatz zur Auflandung im Hauptgerinne und der lokalen Geschiebeablagerung im Bereich des Streichwehrs reagiert die seitliche Entlastung rasch auf

Abbildung 26

Wasserspiegel- und Sohlenlage für den 1D-Modellansatz, für (a) hydrodynamische, (b) morphodynamische und (c) morphodynamische (mit Sohlsicherung) Simulationen. Die Einstellungen der Simulationen sind in Tabelle 3 beschrieben.



Abflussänderungen. Die Analyse mit einer kurzen Hochwasserganglinie zeigt im Vergleich zu einer Simulation mit einer langen Hochwasserganglinie weniger Auflandungen im Hauptgerinne, weniger lokale Geschiebeablagerungen im Bereich des Streichwehrs und eine geringere seitliche Entlastung. Während des abfallenden Asts der Hochwasserganglinie werden die Auflandungen im Hauptgerinne und die lokalen Geschiebeablagerungen im Bereich des Streichwehrs wieder vollständig abgetragen und die vor dem Hochwasser vorhandene Sohlenlage wird wiederhergestellt.

#### 4.3.4 Einfluss der räumlichen Diskretisierung

Das Hauptgerinne in 1D- oder gekoppelten 1D-2D-Modellen wird mit Querprofilen diskretisiert. Für hydrodynamische Simulationen können Wassertiefe, Geschwindigkeit und seitliche Entlastung mit drei bis vier Querprofilen entlang des Streichwehrs simuliert werden. Mehrere Querprofile (bis zu 10) entlang des Streichwehrs führen zu glatteren morphodynamischen Simulationsergebnissen.

In 2D-Modellen wird das System räumlich in Gitterzellen unterteilt (Abb. 24c, 25). Am Streichwehr sind kleine Gitterzellen notwendig, um die lokale Geschiebeablagerung bei morphodynamischen Simulationen zu erfassen. Als Faustregel gilt, dass die Gitterzellen im Bereich des seitlichen Entlastungsbauwerks kleiner als  $B/20$  sein sollten, um die lokale Geschiebeablagerung im Bereich des Streichwehrs zu erfassen. Bei hydrodynamischen Simulationen und stromauf- und -abwärts des Streichwehrs können grössere Gitterzellen sinnvoll sein.

## 4.4 Empfehlungen für praktische Anwendungen

Empirische Ansätze (Gl. 1) können für eine grobe Schätzung der seitlichen Entlastung verwendet werden, sind aber auf stationäre Strömungsbedingungen beschränkt und berücksichtigen keine Sohlenveränderungen im Hauptgerinne. Die vorgestellten numerischen Modelle simulieren im Allgemeinen instationäre hydrodynamische Strömungen, wie etwa bei Hochwasserereignissen unter Berücksichtigung der Verminderung des Abflusses aufgrund der seitlichen Entlastung. Alle vorgestellten Modelltypen (1D, 1D-2D gekoppelt und 2D) zeigen die Auflandung

stromabwärts des Streichwehrs, die die seitliche Entlastung und damit die erforderliche Bemessungskapazität des Retentionsraums oder des Hochwasserkorridors erhöhen kann. Der seitliche Überfallkoeffizient  $C_M$  in den 1D- und den gekoppelten 1D-2D-Modellansätzen ist mit Unsicherheiten behaftet, während mit dem von Hager (1987) vorgeschlagenen vereinfachten Ansatz gute Ergebnisse erzielt werden können. In einem 2D-Modell wird  $C_M$  obsolet und zusätzlich zur Gerinneströmung kann auch die Strömung im Überflutungsbereich simuliert werden. Nur 2D-Modelle erfassen die lokale Geschiebeablagerung im Bereich des Streichwehrs, weshalb sie sich am besten für die Simulation von Sohlenveränderungen im Bereich von Entlastungsbauwerken eignen.

Die Vorteile (grün) und Nachteile (rot) der drei Modellansätze zur Simulation von seitlichen Entlastungsbauwerken sind in Tabelle 4 aufgeführt. Es wird empfohlen, seitliche Entlastungsbauwerke anhand von morphodynamischen Modellen zu konzipieren. Die Wahl des Modellansatzes zur Simulation der seitlichen Entlastung, d. h. 1D, 1D-2D gekoppelt oder 2D, hängt von den Modellanforderungen, der Datenverfügbarkeit und den Zielen ab.

Tabelle 4

Vorteile (grün) und Nachteile (orange bis rot) der drei Modellansätze zur Simulation der seitlichen Entlastung.

	1D	1D–2D gekoppelt	2D
Modell der seitlichen Entlastung	Senke, mit Gl. 1	Modellkopplung, mit Gl. 1	Geometrie des Streichwehrs
Parameter der seitlichen Entlastung	Für jedes Querprofil mit seitlicher Entlastung: <i>Wehrkronenhöhe</i> <i>Wehrkronenlänge</i> $C_M$	Wehrkronenhöhe $C_M$	<i>Rauheit</i> der Wehrkrone
<b>Hydrodynamische Ergebnisse</b>			
Vorhersage der seitlichen Entlastung	Gut	Gut	Gut
Strömung im Gerinne	Keine Umlenkung <sup>1</sup>	Keine Umlenkung <sup>1</sup>	Umlenkung
Strömung im Überflutungsbereich	Kein Überflutungsbereich	Ungefähres Strömungsfeld (90° am Zuflussrand)	2D-Strömungsfeld
<b>Morphodynamische Ergebnisse</b>			
Vorhersage der seitlichen Entlastung aufgrund von Ablagerung	Gut	Gut	Gut
Ablagerung	Auflandung flussabwärts gut, aber keine transversale Unterscheidung der lokalen Geschiebeablagerung	Auflandung flussabwärts gut, aber keine transversale Unterscheidung der lokalen Geschiebeablagerung	Gut
Relative Berechnungszeit	Kurz	Mittel	Lang

<sup>1</sup> Die Strömung im Hauptgerinne wird am seitlichen Entlastungsbauwerk nicht umgelenkt.

### Box 7: In der Praxis – Ökologische Flutung von Retentionsräumen

Eva Gerke, VAW, ETH Zürich

Das Ziel der ökologischen Flutung besteht darin, stabile, sich selbst erhaltende und hochwassertolerante Populationen zu etablieren, d. h. die Flora und Fauna an regelmässige Überflutungen zu gewöhnen (Meurer und Pfarr 2018). Seltene Überschwemmungen mit einer Wiederkehrperiode von 30 Jahren oder mehr sind dagegen für die dynamische Entwicklung der Biodiversität von Auen in Retentionsräumen nicht ausreichend.

Eine wirksame ökologische Flutung ist nur dann möglich, wenn das Wasser bereits bei geringerem Abfluss in die Retentionsräume abgeleitet werden kann. Dazu ist ein geregeltes Einlaufbauwerk erforderlich, das getrennt von dem für den Hochwasserschutz genutzten Entlastungsbauwerk positioniert werden kann. Der Retentionsraum muss frei durchströmt werden und sauerstoffarme Stillwasserzonen sind zu vermeiden. Eine hohe Fliessdynamik

begünstigt zudem die für Auen typischen Erosions- und Sedimentationsprozesse. Die Landnutzung ist ebenfalls zu beachten. Geeignet sind vor allem ursprüngliche Auen oder abgetrennte Auengebiete. Wenn der Retentionsraum bereits landwirtschaftlich genutzt wird, ist eine ökologische Flutung wenig sinnvoll. Bei einer gemischten Nutzung kann jedoch ein Teil der Fläche für eine ökologische Flutung in Frage kommen.

Ein Beispiel für die Durchführung von ökologischen Flutungen ist das Hochwasserrückhaltegebiet Altenheim am Oberrhein in Baden-Württemberg (Deutschland). Die Häufigkeit und Dauer der ökologischen Flutung ebenso wie der Umfang der Wasserentnahme werden gemäss dem jeweiligen Rheinabfluss gesteuert. Der Stand der Wiederherstellung der biotischen Lebensgemeinschaften in den Auen wird mit Stichproben überwacht. Insgesamt ist eine Entwicklung hin zu einer höheren Artenvielfalt und einer sichtbaren Dominanz hochwassertoleranterer Arten in den häufig überfluteten Bereichen festzustellen (Pfarr 2014).

## 5 Aquatische Refugien bei Hochwasser

Refugien sind Habitate, in die sich Lebewesen während einer Störung (z. B. Hochwasser, Trockenheit) zurückziehen können. Die Intensität einer Störung ist in Refugien gedämpft; dies ermöglicht den Lebewesen, eine Störung zu überstehen. Refugien sind trotz ihrer wichtigen ökologischen Rolle aber nur unzureichend erforscht und werden im praktischen Management (z. B. bei der Revitalisierung von Fließgewässern) häufig vernachlässigt. Dieses Kapitel veranschaulicht die Struktur und Funktion von Hochwasserrefugien anhand von Feld- und Laborexperimenten und betont die Rolle des Geschiebehaushalts für die Verfügbarkeit von Refugien.

Cristina Rachelly, Kate Mathers, Volker Weitbrecht, David Vetsch und Christine Weber

Natürliche Fließgewässersysteme sind Hotspots der Biodiversität und bieten Lebensraum für eine Vielzahl von Pflanzen, Tieren, Pilzen und Mikroorganismen. Ein Lebensraum oder Habitat ist definiert als Ort, an dem Lebewesen akzeptable Lebensbedingungen vorfinden. Viele Arten benötigen während ihres Lebenszyklus und je nach Jahreszeit unterschiedliche Habitate für die Nahrungsaufnahme, die Fortpflanzung und für Ruhephasen. Natürliche Fließgewässersysteme bieten ein vielfältiges Mosaik von Habitaten, das sich räumlich und zeitlich ständig verändert. In einem bestimmten Fließgewässer hängt das Habitat-Mosaik stark von der jeweiligen Flussmorphologie ab, die wiederum durch fluviale Prozesse, Interaktionen mit Pflanzen und Tieren sowie die Geologie des Einzugsgebiets geprägt wird (Castro und Thorne 2019).

### 5.1 Was ist ein Refugium?

Refugien sind ein besonderer Typ von Habitat. Sie bieten Lebewesen einen Raum, wo diese bei widrigen Bedingungen (Störungen) wie Hochwasser und Trockenheit überleben können. Während Störungen können biotische und abiotische Prozesse in Wohnhabitaten eine aussergewöhnliche Intensität erreichen, der bestimmte Arten nicht gewachsen sind; sie können verdrängt, verletzt oder getötet werden. Um diese Risiken zu umgehen, haben Lebewesen vielfältige Strategien entwickelt. Mobile Lebewesen können ihren Standort wechseln und ein Refugium aufsuchen, um die Störung zu überleben. Danach können sie in ihre angestammten Wohnhabitats zurückkehren oder neu entstandene Habitate besiedeln, wodurch der Artenpool erhalten bleibt (Van Looy *et al.* 2019). Refugien haben zwei Hauptfunktionen: (i) Sie ermöglichen den Lebewesen, einer Störung zu widerstehen (Resistenz) und (ii) sich von einer Störung zu erholen (Resilienz).

Abbildung 27 illustriert die Dynamik eines Hochwassers in drei Habitaten. Habitat a stellt das Hauptgerinne dar, in dem die Störungsintensität (Fließgeschwindigkeit, Fliesstiefe, Sohlschubspannung oder Geschiebetransport) hoch ist und der Hochwasserganglinie eng folgt. Verschiedene

#### Abbildung 27

Intensität einer pulsartigen Störung wie z. B. eines Hochwassers. Die Linien (a), (b) und (c) zeigen die Intensität der Störung in verschiedenen Habitaten eines Fließgewässerabschnitts. Solche Störungen treten plötzlich auf, erreichen ihre maximale Intensität innerhalb kurzer Zeit und dauern in der Regel Stunden oder Tage. Ihre Intensität variiert je nach Habitat. Habitate mit einer geringeren Störungsintensität (b und c) bieten Refugien für Arten, deren Wohnhabitat eine höhere Störungsintensität aufweist (a). Refugien sind störungsspezifisch, wobei sich einige nur während der Störung bilden (c).

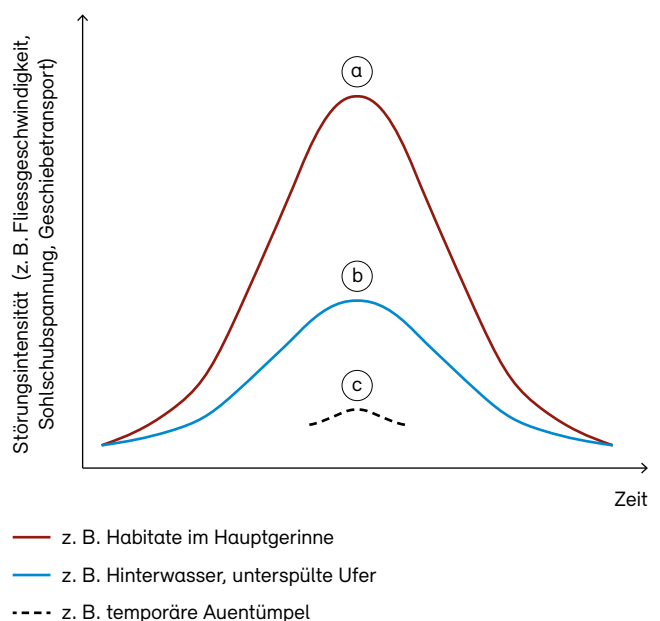


Abbildung angepasst aus Weber *et al.* (2013)

Arten, die Habitat *a* bei Niedrigwasser als Wohnhabitat nutzen, müssen bei einem Hochwasserereignis Bereiche mit deutlich geringerer Störungsintensität (Habitat *b*) aufsuchen, wie etwa Hinterwasser und unterspülte Ufer (Abb. 28f, j). Empfindlichere Arten finden Zuflucht in Habitat *c*, das noch geringere Störungsintensitäten aufweist. In unserem Beispiel ist Habitat *c* ein Auentümpel (Abb. 28c), der sich nur bei Hochwasser bildet.

## 5.2 Funktionsweise von Refugien

Verschiedene Faktoren bestimmen, wie ein Refugium funktioniert und von welchen Arten es wann und wie lange genutzt wird:

*Eigenschaften der Lebewesen:* Fischotter, Forellen, Spinnen – gewässergebundene Tiere unterscheiden sich grundlegend in ihrer Mobilität und damit in ihrer Empfindlichkeit gegenüber Hochwasser. Zudem kann sich die Mobilität eines Individuums im Laufe seines Lebens ändern. Bei Eintagsfliegen der Gattung *Baetis* beispielsweise folgt auf eine immobile Phase, in der die Eier auf der Unterseite von Steinen kleben, eine mobilere Larvenphase, danach eine zweite immobile Phase als Puppe im Wasser und schliesslich eine letzte mobile Phase als fliegendes adultes Insekt. Ob ein Individuum eine Störung in einem Refugium überleben kann, hängt auch von seinem Gesundheitszustand ab. Krankheiten, Parasiten oder eine geschwächte Körperverfassung, z. B. aufgrund knapper Nahrungsressourcen, können das Überleben stark beeinträchtigen.

*Eigenschaften des Hochwassers:* Hochwasser treten in verschiedenen Formen auf, von typischen Überflutungen nach Sommergewittern bis hin zu seltenen Hochwassern mitten im Winter nach plötzlichem Wärmeeinbruch und Schneeschmelze. Der Zeitpunkt eines Hochwassers ist von Bedeutung, etwa, weil das Aktivitätsniveau eines Lebewesens jahreszeitlichen Mustern folgt (z. B. Winterruhe) oder weil verschiedene Lebensstadien zu verschiedenen Jahreszeiten auftreten (z. B. Forellenlaichzeit im Herbst). Je vorhersehbarer ein Hochwasser ist – je typischer es also für eine bestimmte Jahreszeit ist –, desto eher können sich Lebewesen an ihre Umwelt anpassen. Genauso wichtig ist die Intensität des Hochwassers, wobei die Substratmobilisierung eine wesentliche Eigenschaft der Störung ist. Verschiedene

Eigenschaften einer Störung wie Vibrationen, Geräusche und hydraulische Veränderungen können von Lebewesen wahrgenommen werden und so als Frühwarnsystem dienen, das eine rechtzeitiges Aufsuchen der Refugien auslöst.

*Eigenschaften des Fliessgewässerabschnitts:* Unterschiedliche Fliessgewässermorphologien führen zu unterschiedlichen Arten von Refugien (Abb. 28) wie etwa Kolken hinter Steinblöcken und Schwemmholz im steilen Oberlauf oder temporären Tümpeln in gut vernetzten Auen im flacheren Unterlauf. Generell ist die Habitatvielfalt positiv mit der Verfügbarkeit von Refugien verknüpft, und zwar sowohl grossräumig (z. B. Mündungsbereich von Zuflüssen) wie auch im Kleinen (z. B. heterogenes Substrat). Damit ein Lebewesen mit einer bestimmten Mobilität ein Refugium rechtzeitig erreichen kann, ist die Distanz zwischen Wohnhabitat und Refugium entscheidend. So können beispielsweise flussaufwärts gelegene Refugien für Lebewesen mit reduzierter Schwimmfähigkeit unzugänglich sein. Zudem muss ein Refugium beständig sein und über die gesamte Dauer der Störung Schutz bieten, d. h., bis eine sichere Rückkehr ins Wohnhabitat möglich ist.

Anthropogene Veränderungen der Flusslandschaften haben die Funktionsfähigkeit der Refugien wie auch die Eigenschaften der Störungen erheblich beeinflusst. Durch die weitgehende Kanalisierung der Fliessgewässer wurden komplexe Habitate, die in Flusslandschaften natürlicherweise vorhanden wären, verkleinert und monotonisiert. Der eingeschränkte Geschiebetransport und die damit verbundene Eintiefung des Gerinnes haben zu einer Entkopplung der Auen von den Lebensräumen des Hauptgerinnes geführt. Zudem haben Änderungen der Landnutzung und die Wasserkraftproduktion das hydrologische Störungsregime tiefgreifend verändert. Beispiele hierfür sind die Beschleunigung des Oberflächenabflusses als Folge der fortschreitenden Versiegelung der Böden wie auch die Verringerung der Hochwasserhäufigkeit durch den Betrieb grosser Stauanlagen. Zudem wirken sich menschliche Eingriffe negativ auf die Gesundheit von Fliessgewässerlebewesen aus, was deren Resistenz gegenüber Störungen verringert.

**Abbildung 28**

Morphologische Strukturen, die als Refugien in Fließgewässersystemen dienen können. Quelle: VAW, ETH Zürich

Bildnachweis: (a) Bundesamt für Landestopografie 2014, (b) Bundesamt für Landestopografie 2013, (c) K. Mathers, (d) Bundesamt für Landestopografie 2014, (e) V. Weitbrecht, (f) M. Roggo, (g) I. Schalko, (h) M. Roggo, (i) M. Roggo, (j) M. Mende, (k) K. Mathers





### 5.3 Verfügbarkeit und Bewertung von Refugien – drei Studien

Eine direkte Einschätzung der Verfügbarkeit und Nutzung von Refugien während eines Hochwassers ist aufgrund der Zugänglichkeit und Sicherheit, aber auch wegen der Unvorhersehbarkeit des Zeitpunkts und der Intensität von Hochwassern schwierig. Nachfolgend beschreiben wir verschiedene methodische Ansätze, um Refugien trotz dieser Schwierigkeiten zu untersuchen: direkte Beobachtung zugänglicher Refugien nach einem künstlichen und somit vorhersehbaren Hochwasser (s. Kap. 5.3.1), Erhebungen von Makroinvertebraten, anhand derer die Verfügbarkeit von Hochwasserrefugien abgeleitet werden kann (s. Kap. 5.3.2), und eine Kombination aus Modellversuchen und numerischen Simulationen zur Untersuchung unterschiedlicher Hochwasserintensitäten (s. Kap. 5.3.3).

#### 5.3.1 Nutzung von Refugien während eines künstlichen Hochwassers im Spöl

Wir untersuchten die Nutzung von Refugien durch aquatische Makroinvertebraten wie Insekten und Schnecken während

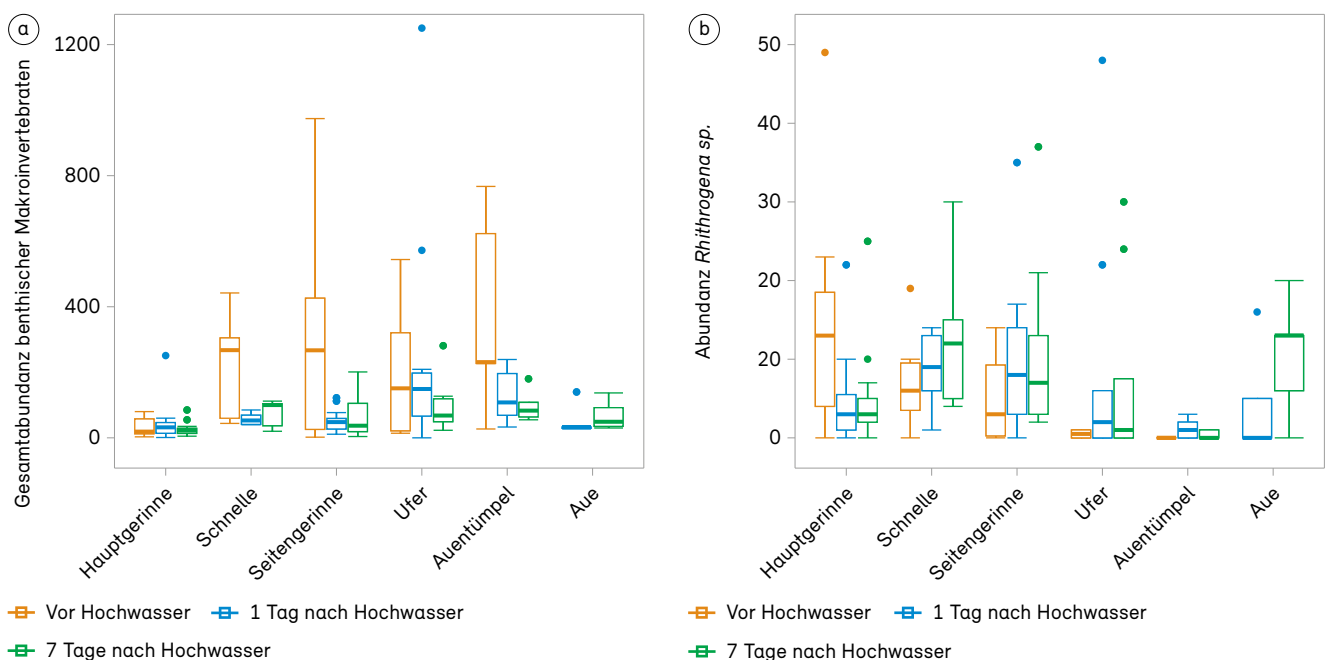
eines künstlichen Hochwassers im Spöl im Schweizerischen Nationalpark (Mathers *et al.* 2021a; Mathers *et al.* 2021b). Unsere Studie wurde in der untersten Restwasserstrecke vor der Einmündung in den Inn durchgeführt. Untersucht wurden vier Abschnitte auf einer Länge von 1,5 km. Dabei beprobten wir (i) die Lebensräume im Fluss (z. B. Abb. 28a, f), am Ufer (Abb. 28e) und in der Aue (Abb. 28c), die als Hochwasserrefugien dienen können, und untersuchten (ii) die Nutzung der hyporheischen Zone, dem dynamischen Lebensraum zwischen Oberflächen- und Grundwassersedimenten (Abb. 28l).

#### Benthische Hochwasserrefugien

Vor dem künstlichen Hochwasser bildeten die benthischen Makroinvertebraten in jedem Abschnitt eine unterschiedliche Gemeinschaft, welche die jeweilig vorhandene Habitatvielfalt widerspiegeln dürfte. Nach dem Hochwasser wurden die Gemeinschaften untereinander ähnlicher, d. h. es bestanden nunmehr geringere Unterschiede zwischen den einzelnen Abschnitten. Die Anzahl der Insekten-Taxa (Vielfalt) blieb jedoch insgesamt stabil, was auf das Vorhandensein von Refugien für empfindlichere Taxa hinweist, die zum Gesamtreichtum beitragen (Abb. 29a). Die Ufer und

Abbildung 29

Boxplot (a) der Gesamtabundanz benthischer Makroinvertebraten und (b) der benthischen Abundanz von *Rhithrogena sp.* während eines künstlichen Hochwassers im Spöl. Die Abundanz entspricht der Anzahl Individuen pro 30-Sekunden-«Kick-Sampling» (nach Murray-Bligh 1999).



Quelle: Mathers *et al.* (2022)

die überschwemmte Aue wiesen nach dem Hochwasser weiterhin hohe Abundanzen an Makroinvertebraten auf (Abb. 29a), was ihre Funktion als Refugium verdeutlicht. Im Gegensatz dazu verringerte sich das Angebot an Refugien in Schnellen und Seitengerinnen aufgrund der durch den Sedimenttransport reduzierten Substratstabilität, was sich in geringeren Abundanzen an benthischen Makroinvertebraten zeigte (Abb. 29a). Die Nutzung von Refugien war insbesondere für die mobile Eintagsfliege *Rhithrogena* sp. augenfällig, wenn auch räumlich uneinheitlich, und einige Proben wiesen nach dem Hochwasser eine beträchtliche Anzahl an Individuen auf (s. Ausreisser in Abb. 29b).

#### Hyporheische Refugien

Der Porenraum (Abb. 28k, 30) im Kiesbett (Kieslückensystem) bietet bekanntermassen vielen Lebewesen Unterschlupf. Entgegen unseren Erwartungen, die auf den Ergebnissen von Dole-Olivier *et al.* (1997) basierten, nutzten in unserer Studie nur wenige Arten die hyporheische Zone (Abb. 28l) als Refugium; zudem gingen die Abundanzen direkt nach dem Hochwasser in der Regel zurück oder blieben konstant, was wahrscheinlich mit der geringen Substratstabilität im Spöl zusammenhängt. Eine Ausnahme bildete die Steinfliege *Leuctra* sp., die teilweise

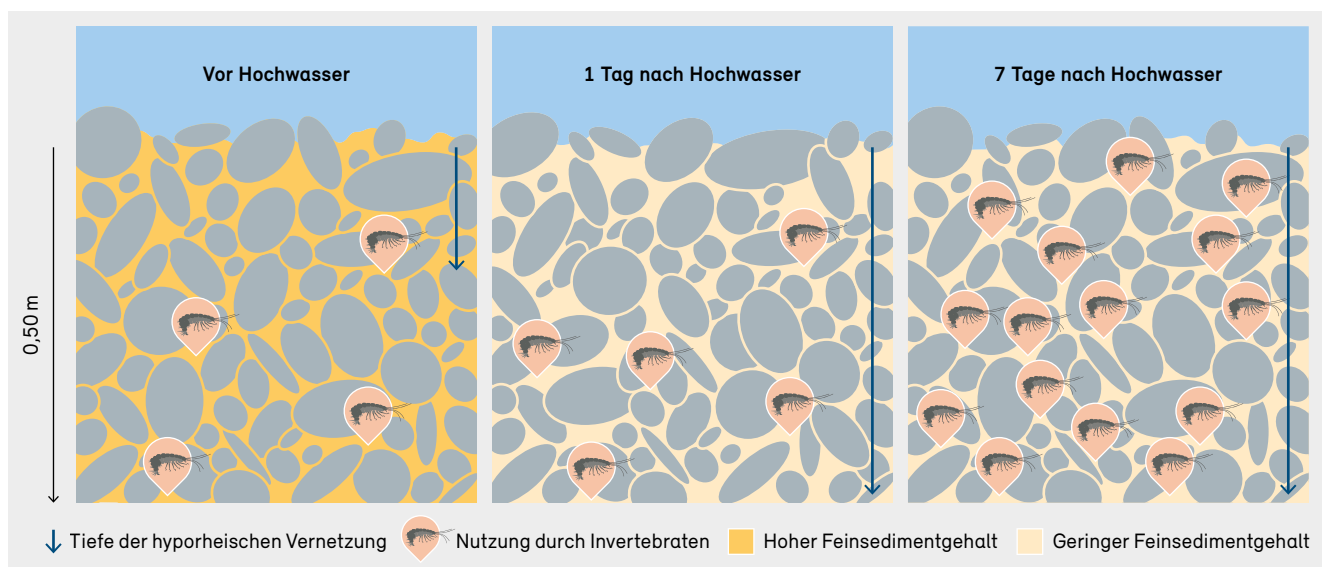
in der hyporheischen Zone Zuflucht suchte. Das künstliche Hochwasser spülte jedoch feines Sediment (Partikel < 2 mm) vom Oberflächen- und Untergrundsubstrat (0,25 und 0,50 m Tiefe) ab, wodurch zuvor blockierte Vernetzungen im Kieslückensystem wieder durchgängig wurden. In der Folge wurden 7 Tage nach dem Hochwasser in Substrattiefen von 0,25 m und 0,50 m eine erhöhte Abundanz und eine grössere Vielfalt an Taxa festgestellt (Abb. 30). Die verstärkte Nutzung von zuvor unzugänglichen hyporheischen Substratbereichen sowie die verbesserte Versorgung mit gelöstem Sauerstoff bedeuten, dass die Substrate nach dem Hochwasser als potenzielle Refugien vor Räubern und bei niedrigem Wasserstand oder Trockenheit zur Verfügung stehen dürften. Allerdings bräuchte es regelmässige künstliche Hochwasser (1 bis 2 pro Jahr), um diese Vorteile durchweg zu erhalten (Robinson 2018).

#### 5.3.2 Der Einfluss von Geschiebesammlern auf die Verfügbarkeit von Refugien

Wir untersuchten die Auswirkungen von Geschiebesammlern auf die Verfügbarkeit von Refugien in Fliessgewässern und die zugehörigen Gemeinschaften von Makroinvertebraten. Dazu verglichen wir vier Bäche mit Geschiebesammler mit drei Bächen ohne Geschiebesammler in der Zentralschweiz

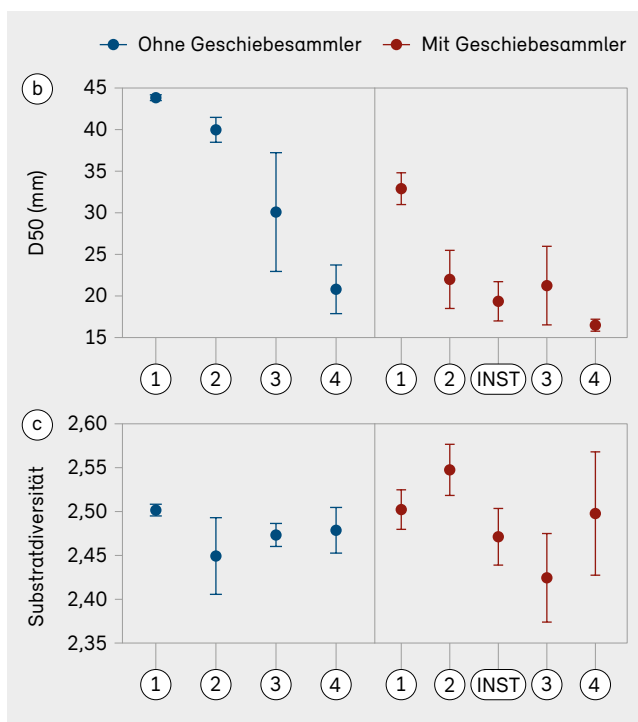
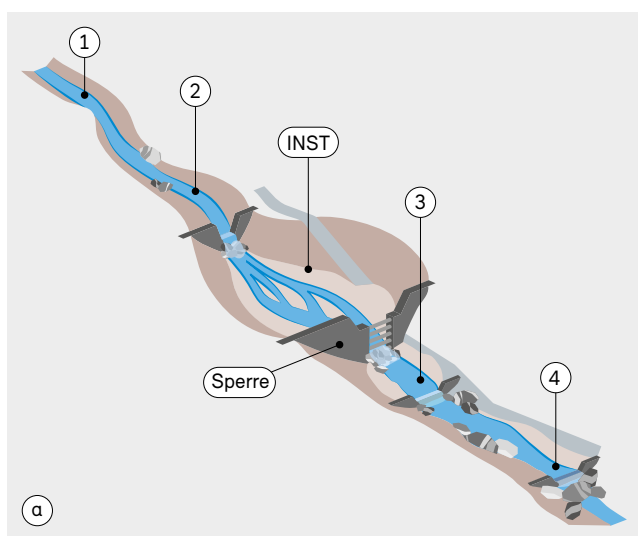
#### Abbildung 30

Darstellung des Kieslückensystems und der Vernetzung mit der hyporheischen Zone bis in eine Tiefe von 0,50 m unter der Flusssohle, vor und nach dem untersuchten künstlichen Hochwasser im Spöl.



**Abbildung 31**

(a) Schematische Darstellung der Elemente eines Geschiebesammlers und der Probenahmestellen. 1 bis 4 stehen für die Probenahmestellen, INST für das Geschieberückhaltebecken und Sperre für die offene Wildbachsperre, die den Geschiebetransport flussabwärts verhindert.  
 (b) Mittlere D50-Werte (Median der Korngrösse) und (c) mittlere Werte der Substratdiversität ( $\pm 1$  Standardfehler), die an jeder Probenahmestelle in Bächen mit und ohne Geschiebesammler ermittelt wurden.



Mathers et al. (2021b)

(Mathers et al. 2021b). Alle Bäche wurden so ausgewählt, dass sie vergleichbare Merkmale aufwiesen (z. B. Grösse des Gerinnes, Geologie). Die Bäche mit Geschiebesammler wurden an je zwei Punkten oberhalb und unterhalb des Sammlers untersucht (Abb. 31a). Bei Bächen ohne Sammler wurden die Erhebungen am Knickpunkt zwischen einer steilen Schlucht und einem Schwemmkegel mit geringerem Gefälle durchgeführt, wo Geschiebesammler üblicherweise gebaut werden. Die am weitesten flussaufwärts und flussabwärts gelegenen Punkte waren rund 50 m vom Geschiebesammler entfernt (ca. acht Wasserspiegelbreiten).

In den Geschiebesammlern und unmittelbar flussabwärts stellten wir eine Abnahme der mittleren Korngrösse (Abb. 31b) und der Substratvielfalt (Abb. 31c) und damit der Verfügbarkeit an Refugien fest, was mit einem Rückgang des Transports von grösseren Sedimentpartikeln zusammenhängen dürfte. In drei der vier Bächen mit Geschiebesammler erreichte die Substratvielfalt rund acht Wasserspiegelbreiten unterhalb des Sammlers wieder Werte, die mit denen in Bächen ohne Geschiebesammler vergleichbar waren. Im vierten Bach beeinträchtigte der umfangreiche künstliche Uferschutz die Regeneration, und die Substratvielfalt blieb flussabwärts des Geschiebesammlers vermindert.

Die Unterbrechung des Sedimenttransports führte auch zu Abweichungen in der longitudinalen Zusammensetzung der Makroinvertebraten-Gemeinschaft und ihrer Störungsresistenz. So beobachteten wir unmittelbar flussabwärts des Geschiebesammlers beispielsweise einen Anstieg des Anteils der Makroinvertebraten-Taxa, die keine Resistenzstrategien besitzen, was wiederum auf weniger Rückzugsmöglichkeiten hinweist. Im Gegensatz dazu verfügten Gemeinschaften innerhalb des Geschiebesammlers mit grösserer Wahrscheinlichkeit über eine Resistenzstrategie (z. B. Dormanz, Austrocknungsresistenz), was möglicherweise die verzweigte Gerinnestruktur im Geschiebesammlerbecken widerspiegelt, die zu häufigen Abflussschwankungen auf Habitatebene führt.

Insgesamt zeigt unsere Studie, dass Geschiebesammler den Geschiebehaushalt erheblich beeinflussen können, was grosse Auswirkungen auf die Ökologie der Fließgewässer und die Umweltbedingungen hat. Diese Auswirkungen können aber auf einen lokalen Gewässerabschnitt

begrenzt sein, und ihr Ausmass hängt wahrscheinlich von der Bewirtschaftung des jeweiligen Geschiebesammlers ab.

### 5.3.3 Die Bedeutung der Geschiebezufuhr für eigendynamische Flussaufweitungen

Eigendynamische Gerinneaufweitungen sind Revitalisierungsmassnahmen auf Abschnittsebene, die in kanalisierten Fließgewässern zur Wiederherstellung der morphodynamischen Aktivität und der seitlichen Anbindung des Gerinnes an die Aue durchgeführt werden. Wir untersuchten, wie sich die Morphologie in eigendynamischen Flussaufweitungen in Abhängigkeit der Geschiebezufuhr entwickelt und wie dies die Verfügbarkeit aquatischer Hochwasserrefugien beeinflussen kann (Rachelly *et al.* 2021).

Zur Untersuchung der eigendynamischen Aufweitung wurde ein Labormodell eines zunächst kanalisierten Kiesflusses mit einem Gefälle von 1 % und einem angrenzenden erodierbaren Vorland oder Aue auf der rechten Seite erstellt. Die Geschiebezufuhr entsprach 100, 80, 60 oder 20 % der Transportkapazität (TK) des kanalisierten Gerinnes und es wurde ein stationärer Abfluss angewendet, der einem 1,5-jährlichen Hochwasser ( $HQ_{1,5}$ ) entspricht. Die Laborexperimente wurden mit einem hydronumerischen 2D-BASEMENT-Modell (Version 3.0; Vanzo *et al.* 2021) kombiniert, um die Strömungsfelder jeder resultierenden Morphologie für Abflüsse von einem mittleren jährlichen Abfluss bis zu einem Jahrhunderthochwasser in hoher räumlicher Auflösung zu simulieren. Die Verfügbarkeit potenzieller Refugien während eines Hochwassers untersuchten wir anhand (i) der Beständigkeit von Zonen mit niedriger Sohlschubspannung als Mass für die Störungsintensität (Abb. 28d); (ii) der Uferlänge als Mass für die Refugienverfügbarkeit am Ufer (Abb. 28e) und (iii) der Überflutungsdynamik als Mass für die Zugänglichkeit der Aue (Abb. 28c).

Eine Verringerung der Geschiebezufuhr unter 80 % TK führte zu leichter Rotationserosion im kanalisierten Gerinne. Während der nachfolgenden Aufweitungphase entwickelten sich bei einer Geschiebezufuhr von 100 und 80 % TK deutlich andere Aufweitungsmorphologien als bei 60 und 20 % TK. Eine Zufuhr von 100 oder 80 % TK führte zu einer dynamischen, heterogenen Aufweitung mit räumlich variabler Sohlschubspannung (Abb. 32a, b) und einer grösseren Uferlänge im Vergleich zu einem kanalisierten Abschnitt. Die seitliche Anbindung des

Gerinnes an die Aue war bei Hochwasser intakt, so dass die Aue potenziell als Refugium dienen konnte, während das Hauptgerinne einer hohen hydraulischen Belastung und einer hohen Geschiebetransportintensität ausgesetzt war. Im Gegensatz dazu führte eine geringere Geschiebezufuhr (60 bzw. 20 % TK) zu stabilen, homogenen Gerinnen mit gleichmässig hoher Störungsintensität, kürzeren Uferlinien und einer dauerhaften seitlichen Abkopplung des Gerinnes von der Aue (Abb. 32c, d). Insgesamt wurde festgestellt, dass eine Geschiebezufuhr nahe der Transportkapazität des kanalisierten Gerinnes einer der Hauptfaktoren für eine fortschreitende Gerinneverbreiterung und aktive morphodynamische Prozesse ist.

## 5.4 Erhaltung und Wiederherstellung von Refugien

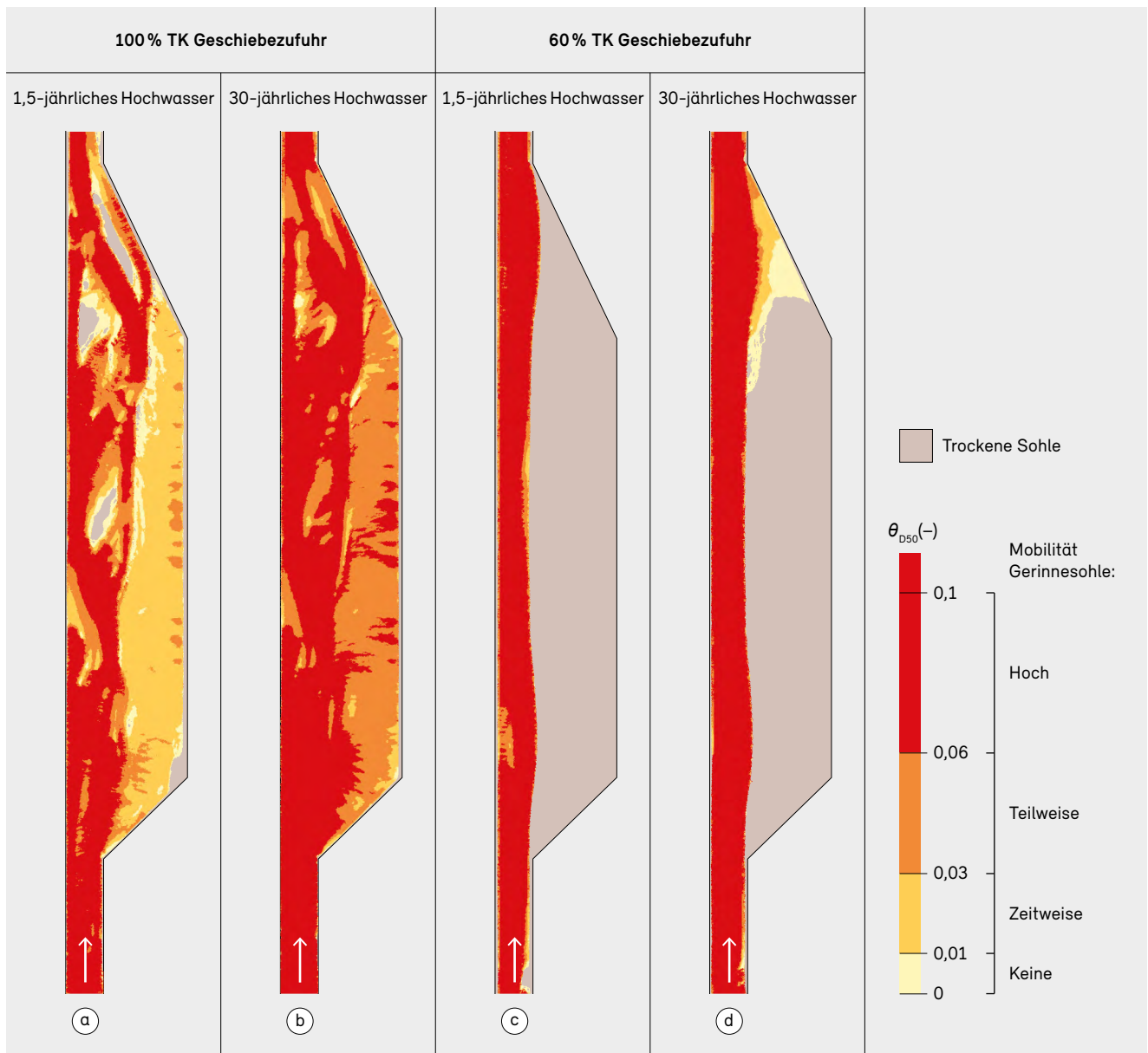
Wie der Hochwasserschutz für Menschen sind auch Refugien für die Resistenz und Resilienz von Fließgewässerlebewesen unerlässlich. Die Bewahrung bestehender und die Schaffung neuer Refugien sollten bei der Planung, beim Bau und beim Unterhalt von Wasserbauprojekten explizit berücksichtigt werden.

Bei der Planung können die üblicherweise durchgeführten morphologischen und biologischen Erhebungen, die den Ist-Zustand beschreiben, um refugiumsspezifische Aspekte erweitert werden, wie etwa die Habitatverfügbarkeit bei Hochwasser (s. Kap. 5.3.3) und die Resistenz- oder Mobilitätseigenschaften von Lebewesen (s. Kap. 5.3.1 und 5.3.2). Die Ergebnisse können als Grundlage für Vorher-Nachher-Vergleiche dienen, aber auch Möglichkeiten oder Grenzen der Planung im Hinblick auf die Bewahrung und Verbesserung der Refugienverfügbarkeit aufzeigen. Wenn Lage und Art der verfügbaren Refugien bekannt sind, können potenzielle negative Auswirkungen von geplanten Arbeiten, beispielsweise während der Bauphase, verhindert werden.

Bei der Projektplanung können mehrere Aspekte berücksichtigt werden, die das Angebot und den Fortbestand von Refugien beeinflussen. Eine ausreichende Sedimentverfügbarkeit kann Gerinneverlagerungen und Seitenerosion während Hochwassern fördern und damit die Verfügbarkeit an Refugien erhöhen (s. Kap. 5.3.3). Sowohl natürliche Instream-Strukturen (z. B. Schwemmholz) als auch

**Abbildung 32**

Räumliche Verteilung der Sohlschubspannung in eigendynamischen Flussaufweitungen, die mit einer Geschiebezufuhr von (a, b) 100 % der Transportkapazität (TK) des kanalisiert Gerinnes und (c, d) 60 % TK ausgebildet wurden. Beide Morphologien wurden bei einem stationären Abfluss gebildet, der einem 1,5-jährlichen Hochwasser entspricht. Die Sohlschubspannungsverteilung wird jedoch sowohl für ein 1,5-jährliches Hochwasser (a, c) als auch ein 30-jährliches Hochwasser (b, d) dargestellt. Dunklere Farben zeigen höhere Sohlschubspannungen, dargestellt als dimensionslose Sohlschubspannung für den Median der Korndurchmesser und eingeteilt in unterschiedliche Mobilitätsintensitäten der Gerinnesohle. Die Ergebnisse für eine Geschiebezufuhr von 80 und 20 % TK werden hier nicht dargestellt; sie sind jedoch sehr ähnlich wie für 100 bzw. 60 % TK (Rachelly et al. 2021).



Quelle: VAW, ETH Zürich

künstliche (z. B. «engineered log jams») können die Bildung von Refugien unterstützen. Es hat sich gezeigt, dass die Gewährleistung der Vernetzung zwischen Wohnhabitaten und Refugien von Bedeutung ist (s. Kap. 5.3.1). Das Management der Refugien erfordert zudem Verständnis dafür, dass (i) sich Merkmale von Hochwassern unter anderem im Zuge des Klimawandels ändern können (z. B. Häufigkeit, Intensität) und (ii) andere Arten von Störungen (z. B. Trockenheit) anderer Refugien bedürfen (s. Kap. 5.2).

Nach Abschluss von Wasserbauprojekten kann adaptives Fließgewässermanagement durch Monitoring bereits vorhandener und neuer Refugien, die beabsichtigt oder unerwartet gebildet wurden, unterstützt werden (s. Kap. 5.3.3). Die hier vorgestellten Fallstudien veranschaulichen Monitoring-Methoden, die bei Niedrigwasser (s. Kap. 5.3.2) oder vorhersehbaren Hochwasserereignissen (s. Kap. 5.3.1) anwendbar sind.

Dieses Kapitel zeigt auf, dass hydro-morphologische Variabilität und Komplexität Voraussetzungen für die Verfügbarkeit von Habitaten und funktionsfähigen Refugien in Fließgewässern sind. Diese Bedingungen hängen stark mit dem Abfluss- und Geschieberegime zusammen, d. h. mit der Verfügbarkeit, dem Transport und der Umlagerung von Geschiebe (Wohl *et al.* 2015). Der Geschiebetransport wirkt zwar als Störung auf individuelle Fließgewässerlebewesen, ist aber gleichzeitig ein wichtiger Faktor für die langfristige morphodynamische Variabilität und Komplexität sowie die Lebensfähigkeit von Gemeinschaften (Lepori und Hjerdt 2006). Viele Fließgewässerlebewesen haben Resistenz- und Resilienzstrategien entwickelt, die ein Überleben bei Störungen ermöglichen, einschliesslich der Nutzung von Refugien. Ein natürliches Geschieberegime trägt entscheidend zur Verfügbarkeit von Refugien bei.

### **Box 8: In der Praxis – Bird Track Springs Fish Habitat Improvement Project**

*Phil Roni und Meghan Camp, Cramer Fish Sciences*

Das «Bird Track Springs Fish Habitat Improvement Project» ([www.grmw.org/data/project/478/](http://www.grmw.org/data/project/478/)) ist ein Projekt im Grand Ronde River (Oregon, USA). Das Projektgebiet wurde durch menschliche Nutzungen beeinträchtigt (z. B. Biberjagd, Holzschlag, Kanalisierung, Beweidung), was zum Verlust von 70 % der Kolke führte wie auch zu einem Mangel an komplexen Lebensräumen (z. B. Schwemmholz), zu Kolmation, einer Zunahme der Wassertemperaturen, erhöhter Geschiebezufuhr und verminderter Wasserqualität.

Das Hauptziel des Projekts war eine Verbesserung des Lebensraums für gefährdete einheimische Fischarten (z. B. Chinook-Lachs). Die spezifischen Ziele waren die Wiederherstellung eines verzweigten Gerinnes mit Kiesinseln und vollständiger Anbindung an die Aue, eine stärkere Überflutung der Aue, eine verbesserte Grundwasseranbindung und thermische Vielfalt, die Schaffung von Refugien ausserhalb des Gerinnes und die Aufwertung des Auen-Lebensraums.

Teile des Gerinnes wurden verlegt, um die Anbindung an die Aue wiederherzustellen und Rückzugsorte für Fische zu schaffen, z. B. in Form von Senken und Tümpeln. In der gesamten Aue wurden Seitengerinne und Ausbuchtungen an den historischen Mäandernarben des Gerinnes und in Absenkungen erweitert, um den Zugang und die Verfügbarkeit von Refugien bei Hochwasser zu verbessern. Zudem wurden Gerinne neu angelegt, um die Vernetzung mit seitlichen Quellgewässern zu ermöglichen und geeignete Refugien für Jungfische und adulte Fische zu schaffen, die flussaufwärts wandern. Neu hinzugefügte grosse Holzstrukturen wie Bäume und Wurzelstöcke leiten den Abfluss in die Aue, erhöhen die Komplexität des Gerinnes, bilden Kolke, halten Sedimente zurück und schaffen zusätzliche Rückzugsorte für Fische bei Hochwasserereignissen.

Im Rahmen des Projekts wurden eine 55 Hektar grosse Auenfläche neu vernetzt, 2896 m neues Gerinne geschaffen, die Zahl der Kolke in Haupt- und Nebengerinnen erhöht und über 550 Holzstrukturen ausgebracht. Der Erfolg des Projekts wird anhand der Veränderungen der Gerinnemorphologie, der Auen-Lebensräume und der Refugien sowie durch Fischerhebungen und das Monitoring von Abfluss und Temperatur bewertet.

## 6 Simulation der Ablagerung von Feinsedimenten auf Vorländern

*Fliessgewässer erstrecken sich über das zugehörige Gerinne hinaus. Die Vorländer und Auen sind aus ökologischer Sicht von besonderem Interesse: Wiederkehrende Überschwemmungen schaffen dort spezielle Bedingungen und fördern unter anderem die Ansiedlung vieler schutzbedürftiger Arten. In diesem Kapitel werden die hydro- und morphodynamischen Prozesse der Feinsedimentablagerung und die entsprechenden numerischen Simulationswerkzeuge vorgestellt. Ein Aspekt, der bei Flussrevitalisierungsprojekten relevant ist.*

**Daniel Conde, Carmelo Juez, Davide Vanzo, Christoph Scheidegger, Giovanni De Cesare und David Vetsch**

### 6.1 Einleitung

Wenn Flüsse und Bäche durch Täler fließen, transportieren sie Wasser zusammen mit beträchtlichen Mengen an anorganischen Sedimenten und organischem Material. Größere Körner wie Geröll und Kies werden als Geschiebe und im engen Kontakt mit dem Flussbett transportiert (Van Rijn 2005). Feinere Körner, in der Regel mit einem maximalen Durchmesser von 2 mm, werden als Schwebstoffe transportiert (Van Rijn 1984) und durch die Strömung in der Schwebe gehalten. Dabei handelt es sich meist um eine Kombination aus Schluff, Ton und Feinsand, deren Konzentration je nach Fliesstiefe variiert: hoch in der Nähe des Flussbetts und abnehmend zur Oberfläche hin. Der Hauptfokus dieses Kapitels liegt auf der Identifizierung und Modellierung der relevanten Prozesse beim Schwebstofftransport, und der Quantifizierung ihrer Auswirkungen auf die Hydro- und Morphodynamik von Fliessgewässern. Dabei konzentrieren wir uns insbesondere auf Vorländer und Auen (Abb. 33), da diese sowohl für den Hochwasserschutz als auch hinsichtlich der ökologischen Funktionen eine wichtige Rolle spielen (Baptista *et al.* 2018).

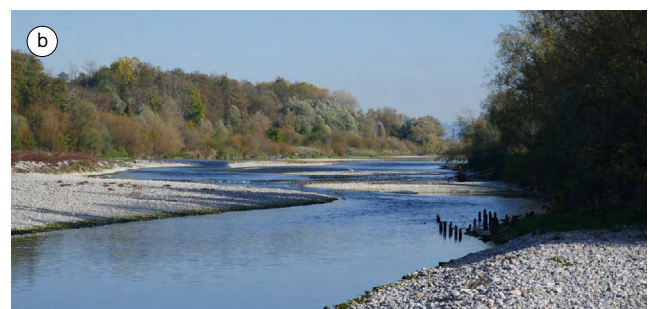
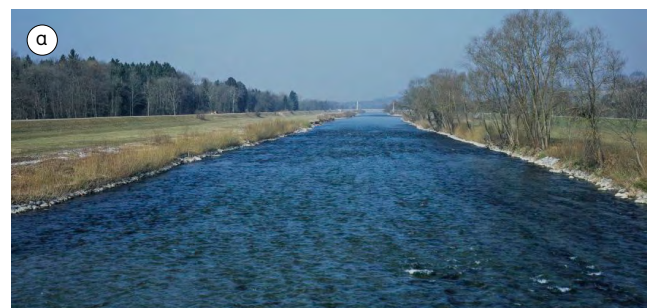
Vorländer stellen den notwendigen Raum zur Verfügung, um auch bei Hochwasser grosse Abflüsse sicher abzuleiten, und helfen somit, menschliche Siedlungen und Aktivitäten zu schützen. Zudem sind sie ein Retentionsraum und erlauben eine vorübergehende Abflussregulierung, den Rückhalt von Treibholz und die Ablagerung von Sedimenten. Bezüglich der ökologischen Funktionen spielen Vorländer eine wichtige Rolle als Verbindungsglied zwischen den Ökosystemen der Fliessgewässer und den angrenzenden terrestrischen Ökosystemen. Eine Vielfalt von auenbewohnenden Arten

besiedelt diese Regionen und reagiert empfindlich auf das sensible Gleichgewicht zwischen Rückhalt von neuem Sediment und der Mobilisierung von altem Material. Die Bewahrung dieser Verbindungen ist für die ökologische Kontinuität von entscheidender Bedeutung.

Die geomorphologische Entwicklung des Fliessgewässers ist eng mit dem Mehrwert der Vorländer verbunden. Ob Erosion oder ob Ablagerung dominiert, wird hauptsächlich

#### Abbildung 33

*Beispiel Thur: (a) Abschnitt mit künstlichem Doppeltrapezgerinne und (b) mit Aufweitung nach der Sanierung.*



Fotos: (a) ETH-Bibliothek Zürich, Bildarchiv / Fotograf: R. Huber. (b) VAW, ETH Zürich

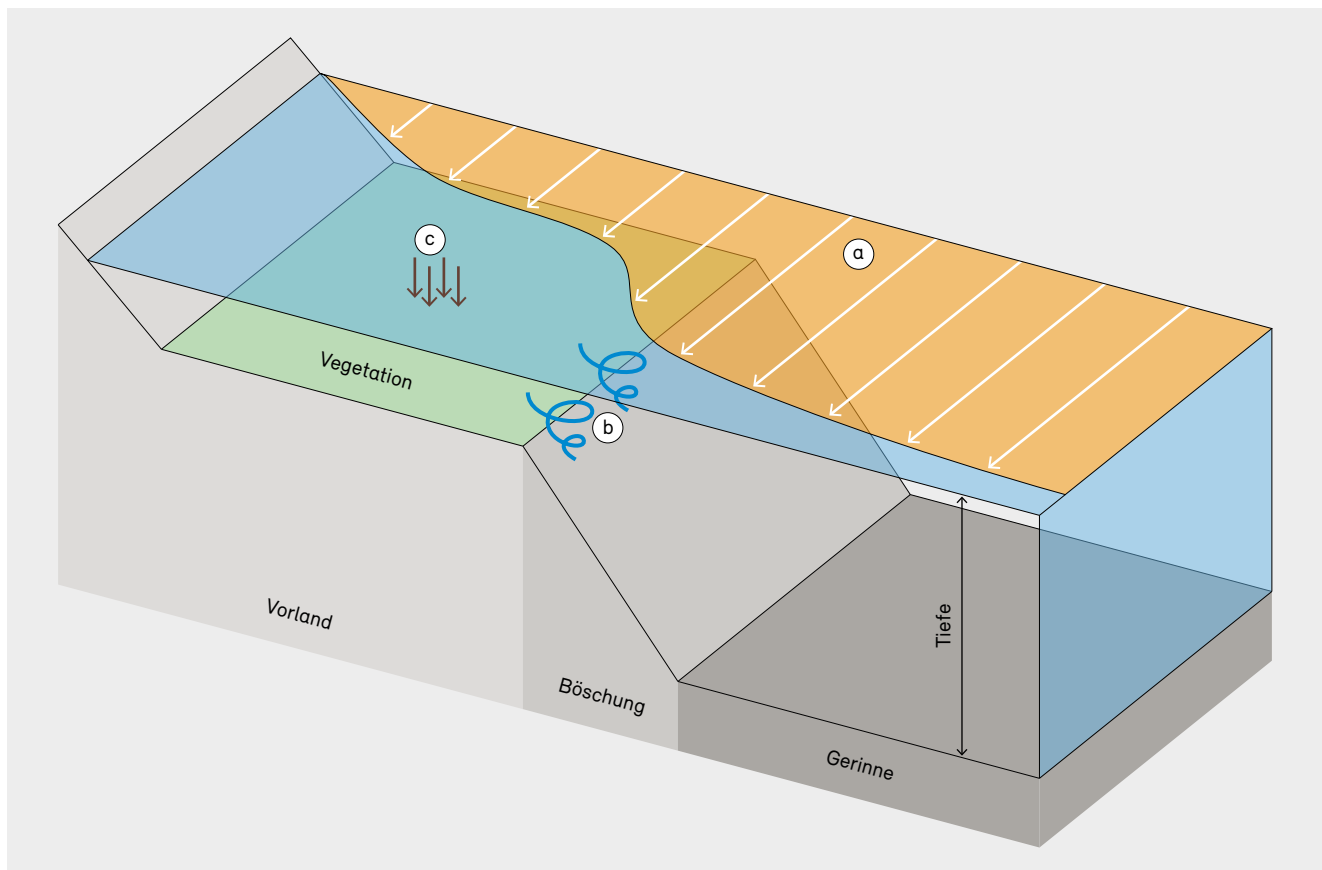
durch den Austausch von Wasser und Feinsedimenten zwischen Hauptgerinne und Vorland gesteuert. Ob das Vorland bewachsen ist, hat einen grossen Einfluss auf diese hydrodynamischen Austauschprozesse, da Vegetation eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit gegenüber dem Hauptgerinne bewirkt. Dieses Strömungsmuster entwickelt sich bei allen Vegetationstypen und erzeugt starke tangentiale Kräfte zwischen der Strömung im Flussbett und jener im Vorland, was zur Bildung einer Scherschicht führt (Abb. 34). Diese Schicht weist typischerweise mehrere Wirbel auf, die einen seitlichen Austausch und eine Durchmischung bewirken. Die Quantifizierung dieses lateralen Austausches ist entscheidend für die Abschätzung der effektiven Abflusskapazität eines Flusses, vor allem bei

erhöhten Abflüssen, sowie für die zu erwartenden morphologischen und ökologischen Veränderungen.

Das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (GSchG, 1991) und die Gewässerschutzverordnung (GSchV, 1998) fordern die Revitalisierung (Abb. 33) von Tausenden von Flusskilometern unter Berücksichtigung von hydromorphologischen und ökologischen Überlegungen. Das politische Ziel ist die Wiederherstellung von Lebensräumen für charakteristische Tiere, Pflanzen und Pilze bei gleichzeitiger Erhaltung oder Verbesserung des Hochwasserschutzes und der Sedimentdynamik. Es besteht also ein Bedarf an robusten Modellen zur Simulation der Morphodynamik von Fließgewässern.

#### Abbildung 34

Typische Konfiguration der Strömung über ein Vorland: (a) Geschwindigkeitsverteilung, (b) Wirbel in der Scherschicht und (c) seitliche Sedimentablagerung.





## 6.2 Numerische Modellierung

Ein numerisches hydro-morphodynamisches Modell liefert, vereinfacht ausgedrückt, eine virtuelle Darstellung der Wasserströmung und des Sedimenttransports. Solche Modelle sind ein weitverbreitetes und anerkanntes Werkzeug im Fluss- und Wasserbau, das in der Praxis vielfache Anwendungen findet. Relevante Fliessgewässer sind Flüsse, Bäche und Mündungsbereiche. Die hier verwendete Software BASEMENT (Vanzo *et al.* 2021) wurde an der VAW der ETH Zürich entwickelt und ist frei erhältlich. Das Herzstück dieser Software ist ein Hydrodynamik-Modul, das hydro- und morphodynamische Prozesse durch verschiedene Modellierungsansätze simulieren kann und Wasserströmung, Reibungskräfte, Turbulenz und Sedimenttransport berücksichtigt.

Turbulente Grössen spielen eine wichtige Rolle bei der Bestimmung der gesamten Reibungskräfte sowie beim Transport der mitgeführten Stoffe. Zur Quantifizierung der turbulenten kinetischen Energie der Strömung werden energieerhaltende Modelle verwendet. Einfachere und weniger anspruchsvolle Methoden zur Berechnung der turbulenten Grössen können ebenfalls eingesetzt werden. Zur Modellierung der Schwebstofffracht wird ein Advektions-Diffusions-Modell mit bekannten empirischen Formeln aus der Literatur kombiniert (Van Rijn 1984), gemäss denen eine höhere Sohlschubspannung zu einer grösseren Sedimentmobilität führt.

Alle Funktionen von BASEMENT sind in einen intuitiven Workflow implementiert, dank dem Modelliererinnen und Modellierer die hydro- und morphodynamischen Prozesse auf verschiedenen flussbaulichen Skalen effizient simulieren können (Vanzo *et al.* 2021). In diesem Kapitel wird BASEMENT zur Modellierung von kleinräumigen Prozessen genutzt, unterstützt durch experimentelle Beobachtungen im Labor (Juez *et al.* 2019), und dann anhand einer Fallstudie auf Fliessgewässerebene hochskaliert.

## 6.3 Prozesse

Eine Reihe von Laborexperimenten wurde konzipiert und durchgeführt, um den Einfluss der Gerinnegeometrie und allfälliger Vegetation auf dem Vorland

(Vorlandbeschaffenheit) auf die hydro- und morphodynamischen Prozesse in Doppeltrapezgerinnen zu untersuchen (Juez *et al.* 2019). Die Ergebnisse sollen die Entwicklung und Anwendung von numerischen Modellen unterstützen, beispielsweise bei der Planung zukünftiger Wasserbauprojekte, und so dazu beitragen, Probleme im Zusammenhang mit Feinsedimenten zu vermindern. Die Abflüsse in Doppeltrapezgerinnen wurden durch mehrere Tests an einem verkleinerten Modell im Labor des Forschungsinstituts PL-LCH der EPFL physikalisch beschrieben. Die gleichen Tests wurden auch in einem numerischen Modell mit BASEMENT simuliert, um gezielt zu untersuchen und zu verifizieren, welche Parameter am relevantesten sind. Diese sind:

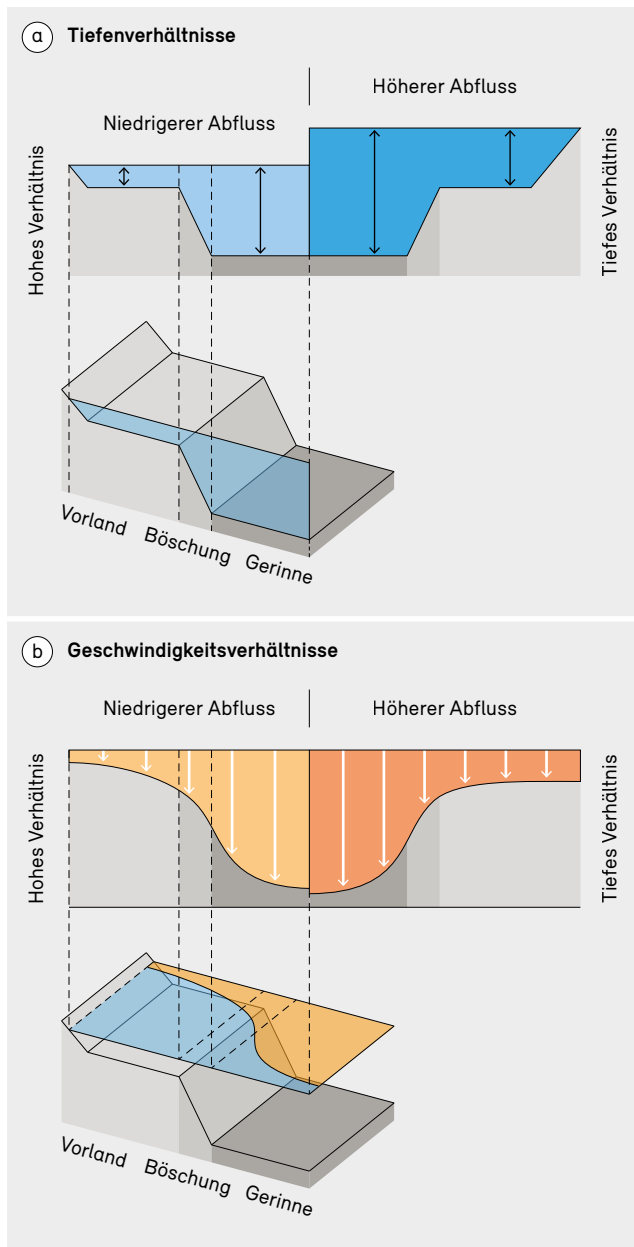
- (i) Tiefenverhältnis: Verhältnis zwischen der Abflusstiefe des Hauptgerinnes und derjenigen des Vorlands
- (ii) Geschwindigkeitsverhältnis: Verhältnis zwischen der durchschnittlichen Fliessgeschwindigkeit im Hauptgerinne und im Vorland
- (iii) Breitenverhältnis: Verhältnis zwischen der Breite des Vorlands und des Hauptgerinnes
- (iv) Art und Rauheit der Vorlandbeschaffenheit

Das massstäbliche Labormodell und sein virtuelles Gegenstück umfassten ein gerades Gerinne mit einem einseitig angeordneten Vorland, unterschiedlicher Vorlandbeschaffenheit und Instrumenten zur Messung von Fliesstiefe, Oberflächengeschwindigkeit und Schwebstoffkonzentration. Um zuverlässige Messergebnisse zu gewährleisten, wurden alle Messungen unter konstanten und gleichmässigen Strömungsbedingungen aufgezeichnet, wobei die lokalen Tiefen und Geschwindigkeiten zeitlich und räumlich stabil gehalten wurden.

Die in den Experimenten untersuchten Abflüsse basieren auf einer bekannten Flusshydrologie. Die Ergebnisse zeigten, dass höhere Abflüsse zu niedrigeren Tiefen- und Geschwindigkeitsverhältnissen führen (Abb. 35). Das Geschwindigkeitsverhältnis hängt auch vom Breitenverhältnis ab, wobei in schmalen Gerinnen tiefere Werte (grösseres Breitenverhältnis) auftreten. Der relative Geschwindigkeitsunterschied zwischen Hauptgerinne und bewachsenem Vorland (Abb. 36a) begünstigt das Auftreten von horizontalen Wirbeln, die für den seitlichen Massenaustausch entscheidend sind. Zudem kommt es bei

**Abbildung 35**

Auswirkung von niedrigeren (links) und höheren (rechts) Abflüssen auf  
(a) Tiefen- und (b) Geschwindigkeitsverhältnisse.



Quelle: VAW, ETH Zürich

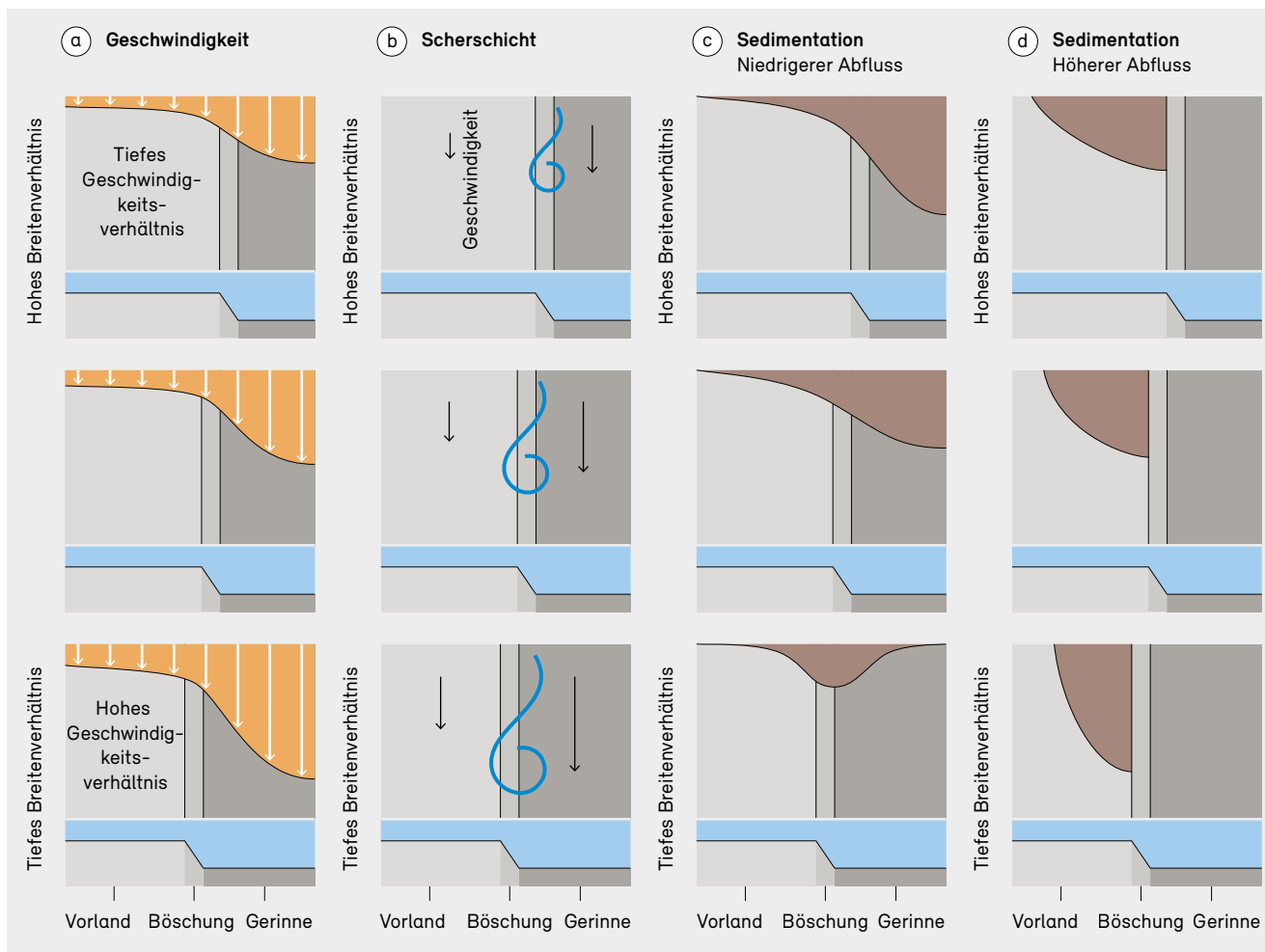
breiteren Hauptgerinnen (geringeres Breitenverhältnis) zu einer grösseren Geschwindigkeitsvariation (dargestellt als Pfeile in Abb. 36a), was zu breiteren Scherschichten und Wirbeln führt (Abb. 36b).

Die Experimente zeigten, dass zunehmende Reibungsverluste aufgrund von zunehmender Vegetation auf den Vorländern zu einem zunehmenden Geschwindigkeitsverhältnis beitragen. Ein sekundärer Effekt wurde in der Scherschicht beobachtet, wo eine Verminderung ihrer Breite zu einem leichten Anstieg der maximalen Belastungsintensität in engeren, dicht bewachsenen Gerinnen führte. Hinsichtlich der Ablagerung von Schwebstoffen zeigten die Versuche, dass der Abfluss und die entsprechenden Tiefenverhältnisse (Abb. 35) ebenfalls einen erheblichen Einfluss haben. Bei kleineren Abflüssen mit geringerer Abflusstiefe (grösseres Tiefenverhältnis) in bewachsenen Vorländern wurde beobachtet, dass die Sedimentation im Hauptgerinne hauptsächlich durch das Breitenverhältnis gesteuert wird, wobei bei engeren Geometrien mehr Sediment im Gerinne konzentriert wird (Abb. 36c). Bei grösseren Abflüssen mit grösserer Abflusstiefe (geringeres Tiefenverhältnis) wurde festgestellt, dass sich die Sedimente weiter ins Vorland ausbreiten und überwiegend dort abgelagert werden (Abb. 36d), während im Hauptgerinne fast keine Sedimentation auftritt. In einem unbewachsenen Vorland wurde eine stärkere seitliche Ausbreitung von Sedimenten beobachtet, vor allem in engeren Gerinnen (grösseres Breitenverhältnis).

Schliesslich zeigten die Experimente, dass der seitliche Wasser- und Schwebstoffaustausch primär durch die Tiefen- und Breitenverhältnisse und sekundär durch die Rauheit des Vorlands beeinflusst wird. Es wurde beobachtet, dass ein engeres Hauptgerinne einen höheren seitlichen Eintrag aufweist. Dies lässt sich durch die Ausprägung von Wirbeln in der Scherschicht erklären und führt letztlich zu einer verstärkten Sedimentdispersion entlang des Vorlands, vor allem bei kleineren Abflüssen. Der massgebende Faktor sowohl für die hydro- als auch die morphodynamischen Prozesse in einem Doppeltrapezgerinne mit bewachsenem Vorland ist das Geschwindigkeitsverhältnis, während der unbedeutendste Faktor das Vorhandensein von höherer baumartiger Vegetation ist. Dies gilt vor allem für Doppeltrapezgerinne mit einer wie in den Laborexperimenten verwendeten einfachen Geometrie. Für komplexere Geometrien muss das Verhalten separat untersucht werden, entweder mit einem physikalischen oder einem numerischen Modell.

Abbildung 36

Verschiedene Auswirkungen (Draufsicht) eines engeren (grosses Breitenverhältnis) oder breiteren (geringeres Breitenverhältnis) Gerinnes:  
 (a) Geschwindigkeitsverteilungen, (b) Scherschicht und Sedimentationsverteilung bei (c) niedrigerem oder (d) höherem Abfluss.



Quelle: VAW, ETH Zürich

## 6.4 Ökologische Aspekte

Vorländer oder Auengebiete sind Ökosysteme eines Fließgewässers, die von Störungen durch Hochwasser, Sedimenttransport und schwankendes Grundwasser abhängen. Sedimente unterschiedlicher Korngrösse spielen bei der Gestaltung von Lebensräumen eine wichtige Rolle, vor allem, weil die Wasserspeicherkapazität von Sedimenten mit abnehmender Korngrösse zunimmt. Bereiche mit einem hohen Anteil an Feinsedimenten sind wichtige Keimstellen für Pflanzen, Moose und Flechten und bestimmen die Sukzession der Auenvegetation. Starke Abhängigkeiten zwischen Gerinnemorphologie,

Strukturelementen (z. B. Kiesbänken), Schwemmholz und grösseren Steinblöcken bilden ein vielfältiges und seitlich vernetztes Umfeld, das die Entwicklung unterschiedlicher und widerstandsfähiger Ökosysteme ermöglicht.

Angesichts des begrenzten Raums konzentriert sich die Auenrevitalisierung auf hochdynamische Ökosysteme, darunter Kiesbänke und frühe Sukzessionsstadien von Auenwäldern (*Salicion elaeagni*, *Alnion incanae*). Späte Sukzessionsstadien mit Tümpeln und stark ausgetrockneten offenen Flächen (*Psoretea decipiens*, bunte Bodenkrustengemeinschaften), die selten überschwemmt werden, sind gegenwärtig in revitalisierten Auen zu wenig

vertreten. Häufiger Nebel und hohe Luftfeuchtigkeit in diesen ansonsten trockenen Umgebungen begünstigen Lebensgemeinschaften mit Arten wie der mysteriösen Sternchen-Buellie *Buellia asterella*: Sie besiedelt häufig verdichteten, nur selten überfluteten Sandboden. Diese Art ist in der Schweiz ausgestorben und weltweit bedroht.

Die Ergebnisse der oben genannten Experimente zeigen, dass das Vorhandensein höherer Bäume keinen erheblichen Einfluss auf die Hydro- oder Morphodynamik hat. Der Einfluss von Sträuchern wurde im Labor nicht getestet, obwohl ein hohes Vorkommen die Auswirkungen von grasartiger Vegetation verstärken und möglicherweise zu einer grösseren Ablagerung führen könnte. Das Angebot an grossen Strukturelementen ist auch relevant für die Entstehung einer hohen Diversität und die Etablierung der charakteristischen Artenvielfalt von Auen. Grobes Treibholz ist wichtig im Bereich eines verzweigten Gerinnes, wo auch einige selten überschwemmte Standorte geschaffen werden können. Das Anlegen von Kiesbänken und Platzieren von grösseren Steinblöcken an selten überfluteten Stellen könnte die Lebensraumvielfalt in revitalisierten Auen erheblich steigern.

## 6.5 Fallstudie

Wir verwenden einen Abschnitt des Alpenrheins bei Widnau (CH) und Höchst (AT) (Abb. 37) als Fallstudie, um die morphodynamische Simulation von Feinsedimenten in Vorländern zu demonstrieren. Die Quelle des Alpenrheins liegt im Kanton Graubünden in den Schweizer Alpen und auf der internationalen Strecke fliesst der Fluss entlang der Grenze zu Liechtenstein und Österreich in Richtung Bodensee. Aufgrund der dichten Besiedlung und vorhandenen Infrastrukturen stromabwärts der Illmündung ist der Schutz dieser Region vor Hochwasser von grosser Bedeutung: Das Schadenspotenzial wird auf rund 10 Milliarden Franken geschätzt. Laufende Revitalisierungsprojekte haben zum Ziel, die Abflusskapazität des Alpenrheins durch Aufweitungen des Gerinnes zu steigern.

Hier wird eine beispielhafte Anwendung mit der Simulationssoftware BASEMENT gezeigt. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von km 80,1 bis km 82,6 des Alpenrheins (Abb. 37), wo die Siedlungen bis zum Rand der äusseren Hochwasserschutzdämme reichen. Die Modellierung

umfasst die meisten der in BASEMENT verfügbaren Module, nämlich Hydrodynamik mit Reibungs- und Turbulenzmodellierung sowie Morphodynamik mit Geschiebe- und Schwebstoffmodellierung.

Die Gerinnereibung, respektive die Schubspannung zwischen Sohle und Strömung, wird mit einem empirischen Ansatz unter Verwendung eines Rauheitsbeiwerts berechnet. Vorhandene Vegetation und ihr hydrodynamischer Widerstand werden ebenfalls mit diesem Rauheitsbeiwert berücksichtigt, unabhängig ihres Typs. Die turbulenten Grössen in der Scherschicht zwischen dem Hauptgerinne und dem Vorland werden mit einem «k-ε»-Modell berechnet. In Bezug auf die Sedimentdynamik werden die Ansätze von Meyer-Peter und Müller für Geschiebe und von Van Rijn für Schwebstoffe verwendet (Vetsch *et al.* 2021). Beispielhafte Setup-Dateien für derartige Anwendungen sind auf der BASEMENT-Webseite ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)) zu finden.

Das Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 38d dargestellt. Als Randbedingungen wird stromaufwärts und

**Abbildung 37**

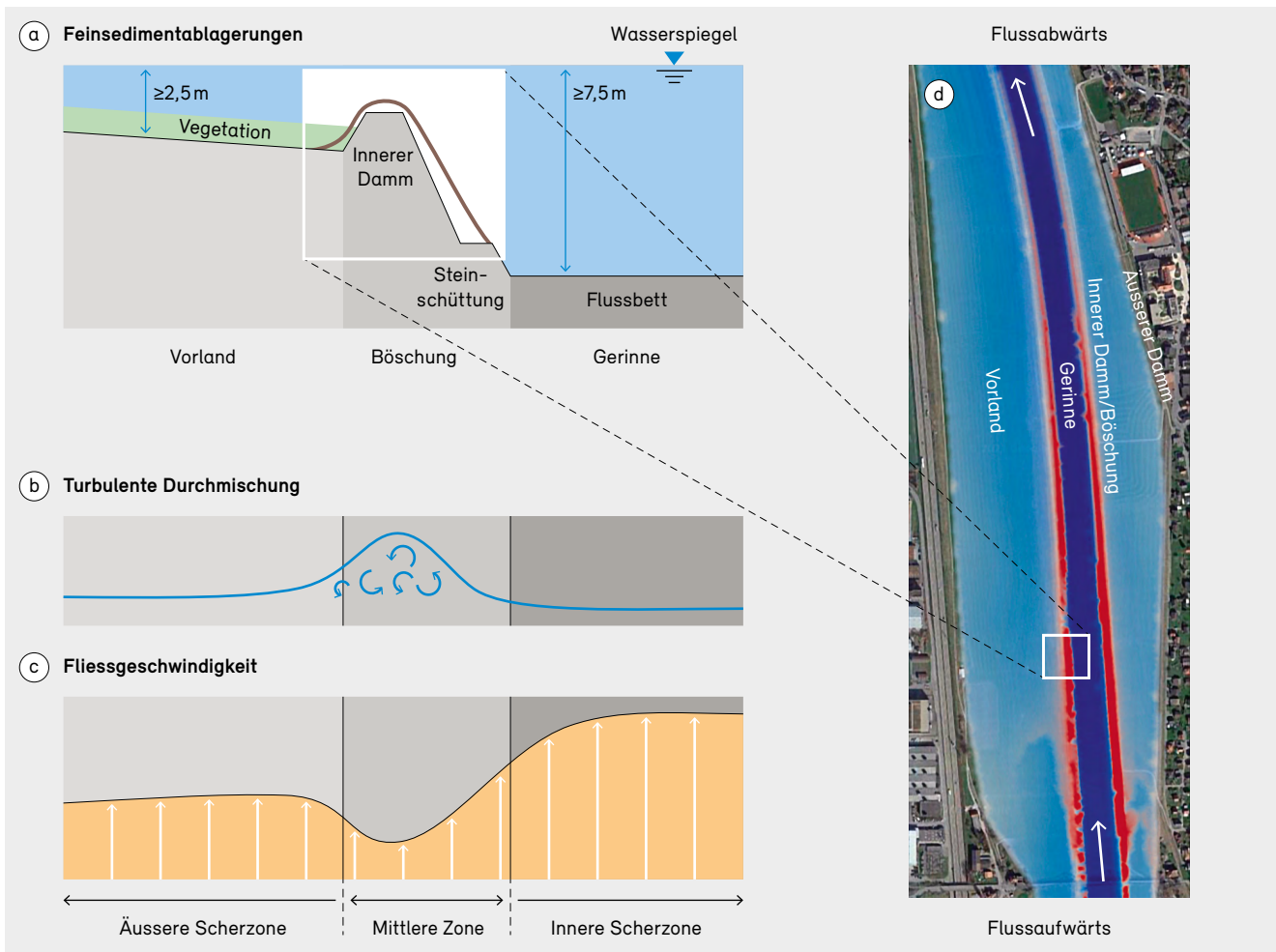
*In der Fallstudie betrachteter Flussabschnitt: Alpenrhein bei Widnau (a) bei Niedrigwasser und (b) bei Hochwasser (Blick in Fließrichtung).*



Quelle: IRR

**Abbildung 38**

Schematische Darstellung der Ergebnisse für die aktuelle Situation im Alpenrhein bei  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ : (a) Querschnittansicht der Sedimentablagerung (braune Linie), (b) turbulente Durchmischung, (c) Geschwindigkeitsverteilung und (d) Draufsicht auf den untersuchten Abschnitt, mit Sedimentablagerung in Rot.



Quelle: VAW, ETH Zürich / Luftbild © swisstopo

stromabwärts Normalabfluss angesetzt. Die Reibungsbeiwerte werden anhand der Pegeldata an der Messstation Diepoldsau kalibriert. Die ermittelten Werte stimmen mit den bekannten Werten für grasbewachsene Vorländer (dies entspricht der heutigen Situation), Gerinne mit Kiesbett und Böschungssicherung aus Steinblöcken überein.

Wie in den Laborexperimenten ist auch hier der Einfluss der turbulenten Prozesse deutlich zu erkennen, wobei sich auf beiden Seiten der inneren Dämme zwei ausgeprägte Scherzonen entwickeln (Abb. 38b), die einen fließenden Geschwindigkeitsübergang zwischen Bereichen mit geringer und hoher Rauigkeit zeigen. Ohne eine sorgfältige

Parametrisierung dieses Prozesses werden die Scherschichten nicht erfasst und die Geschwindigkeitsverteilung im Querschnitt ist möglicherweise physikalisch nicht korrekt. Die simulierten Sedimentablagerungsmuster treten tendenziell entlang der gerinneseitigen Böschung der inneren Dämme auf (Abb. 38a), wobei bei einer Überströmung bei höheren Abflüssen ( $> 2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) eine zusätzliche, wenn auch geringfügigere Sedimentation in den Vorländern auftritt. Zwar ist die Geometrie dieses Systems nicht vergleichbar mit der in den Laborexperimenten verwendeten, aber das gleiche Verhalten wurde bei den jüngsten Hochwassern in den Jahren 2005 und 2009 beobachtet und ist auch in Bezug auf die Geschwindigkeitsmuster realistisch, da Bereiche mit niedrigeren

Geschwindigkeiten zu höheren Ablagerungsraten führen (Abb. 38a, b). Es werden zwei Abflussszenarien betrachtet –  $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  und  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  –, die den Strömungsverhältnissen des Haupt- respektive des Doppeltrapezgerinnes entsprechen. Für die Randbedingung stromaufwärts wird die durchschnittliche jährliche Schwebstoffkonzentration des Alpenrheins verwendet.

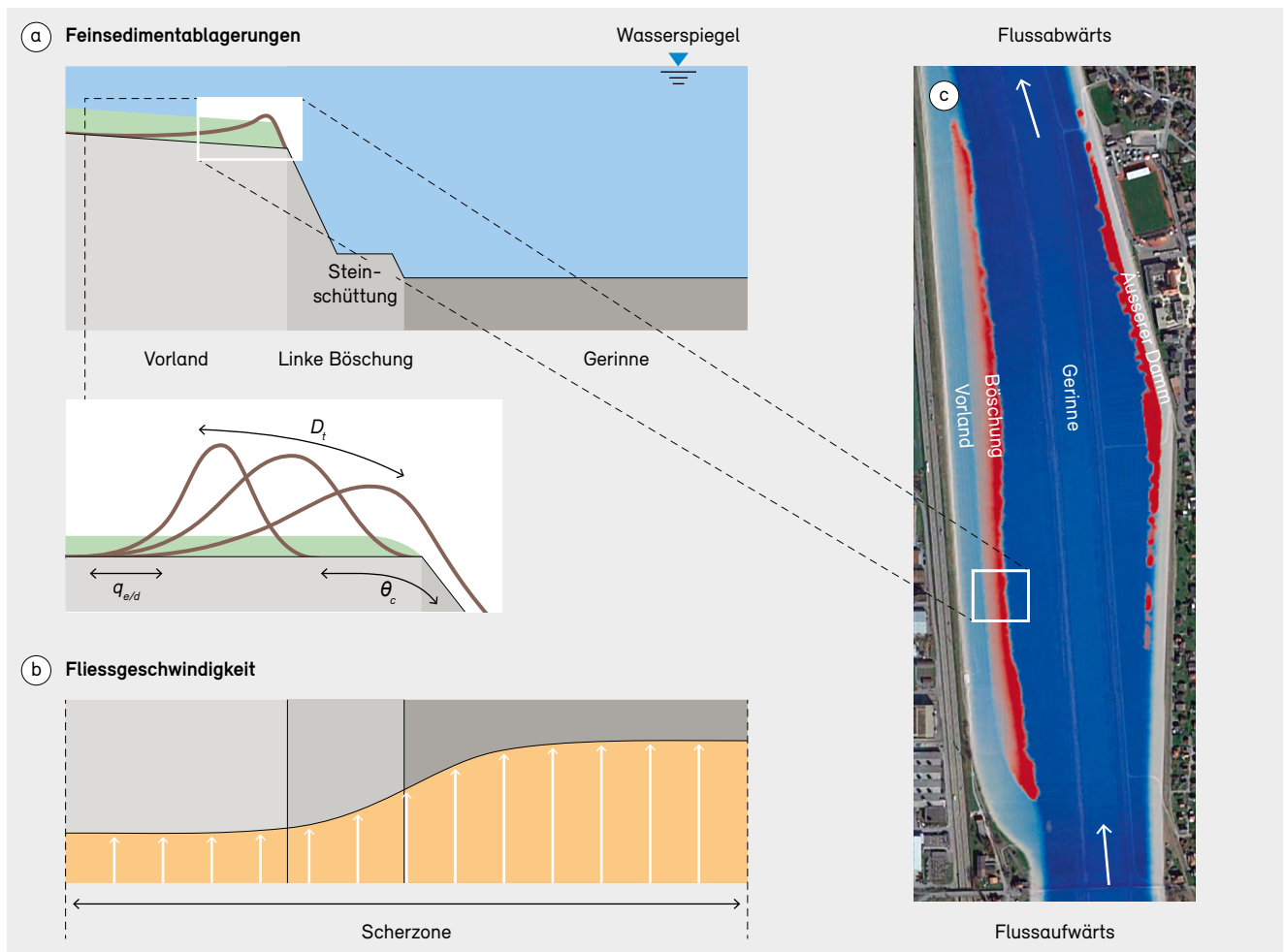
Die abgelagerte Sedimentmenge nimmt mit zunehmendem Abfluss zu, was darauf hinweist, dass die Sedimentverfügbarkeit eine wichtige Rolle spielt und die Wahrscheinlichkeit, dass nachfolgende Hochwasser frühere Ablagerungen in den Vorländern wegschülen, vermindert ist. Das wahrscheinliche

Ergebnis ist ein kontinuierlicher Ablagerungsprozess in den Vorlandbereichen neben den Dämmen, wenn diese bei Abflüssen  $> 2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  überflutet werden, ebenso wie an den Böschungen, selbst bei Abflüssen  $< 1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Dadurch verringert sich die Abflusskapazität des Gerinnes. Bei den Referenzszenarien beträgt die Gesamtablagerung nach kurzen Hochwasserereignissen (48 h) 0,8 bis 1,6 % (8000 bis 16 000  $\text{m}^3$ ) des vorhandenen Abflussbereichs des Vorlands.

Diese Anwendung zeigt, wie BASEMENT genutzt werden kann, um den aktuellen und zukünftigen Unterhaltsbedarf in Abhängigkeit der Verhältnisse auf den Vorländern zu bewerten. Ein einfaches Setup, wie hier beschrieben,

**Abbildung 39**

Schematische Darstellung der Ergebnisse für den revitalisierten Flussabschnitt bei  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ : (a) Querschnittansicht der Sedimentablagerung (braune Linie) und Einfluss der Modellparameter, (b) Geschwindigkeitsverteilung und (c) Draufsicht auf den untersuchten Abschnitt, mit Sedimentablagerung in Rot. Die dargestellten Parameter sind: turbulente Diffusion ( $D_t$ ), kritische Sohlschubspannung ( $\theta_c$ ) und vertikale Austauschrate ( $q_{e/d}$ ).



kann auch bei der Planung künftiger Revitalisierungsprojekte eingesetzt werden. Als Beispiel nehmen wir eine revitalisierte Konfiguration des gleichen Flussabschnitts (Abb. 39c), wobei die Modelle und Annahmen der ersten Anwendung beibehalten werden. Eine solche Konfiguration umfasst eine starke Aufweitung des Hauptgerinnes, eine vollständige Aufhebung des rechten und eine Verkürzung des linken Vorlands um etwa die Hälfte. Bei hohen Abflüssen ( $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) zeigen die Ergebnisse eine einzige Scherschicht (Abb. 39b) und eine überwiegende Ablagerung von Feinsedimenten auf dem noch vorhandenen linken Vorland (Abb. 39a, c), die je nach Konfiguration des Sedimenttransport-Moduls 0,4 bis 0,9 % der vorhandenen Abflussfläche ( $2000$  bis  $4500 \text{ m}^3$ ) beträgt. Bei geringeren

Abflüssen ( $< 1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) erfolgt die Ablagerung hauptsächlich an den Böschungen und im Hauptgerinne.

Die wichtigsten Parameter (Abb. 39a) in diesem Beispiel sind die turbulente Durchmischung ( $D_t$ ), die kritische Sohlschubspannung ( $\theta_c$ ) und die vertikale Austauschrate ( $q_{e,d}$ ). Die turbulente Durchmischung ist der wichtigste Proxy für den Massenaustausch zwischen Hauptgerinne und Vorland und fördert den seitlichen Sedimenteintrag und die Dispersion im Vorland. Die kritische Sohlschubspannung steuert den Beginn des Sedimenttransports und verlagert die Ablagerung vom Hauptgerinne in die Seitenbereiche. Die übrigen Parameter bestimmen die Erosions- und Ablagerungsraten von Schwebstoffen im Vorland.

### Box 9: In der Praxis – Beseitigung von Feinsedimenten aus Vorländern

*Daniel Dietsche und Mathias Speckle, Internationale Rheinregulierung (IRR)*

Der in diesem Kapitel beschriebene Abschnitt des Alpenrheins fällt in den Zuständigkeitsbereich der Internationalen Rheinregulierung (IRR), gemäss der sich das rasche Beseitigen von Sedimenten nach Hochwassern, d. h. deren Ausbaggerung und Rückführung in das Hauptgerinne, als ausgesprochen wirksam erwiesen hat. Äste und Wurzelmaterial werden in den Mündungsbereich transportiert und zur ökologischen Landschaftsgestaltung verwendet. Das abgelagerte Sediment kann auch zu einem späteren

Zeitpunkt entfernt werden, aber es braucht eine regelmässige Überwachung und Vorhersagen, um sicherzustellen, dass die bemessene Abflusskapazität bewahrt wird. Beobachtungen zufolge führt Vegetation dazu, dass mehr Sediment abgelagert wird, selbst bei niedrigen Wasserständen. Dieses praktische Beispiel zeigt, dass genaue Instrumente zur Vorhersage der abgelagerten Sedimentmenge und zur Erprobung möglicher Lösungen für deren Beseitigung erforderlich sind. Die fortschrittlichen numerischen Möglichkeiten von BASEMENT unterstützen Behörden und private Ingenieurbüros dabei, die Fließgewässer in der Schweiz sicher und ökologisch nachhaltig zu entwickeln.

# 7 Auswirkungen von Kolmation auf die vertikale Vernetzung

Die Vernetzung zwischen der hyporheischen Zone und dem Wasserkörper ist für die Entwicklung des Makrozoobenthos und den Reproduktionserfolg kieslaichender Fische von fundamentaler Bedeutung. Die Infiltration von Feinsedimenten führt zur Kolmation der Gewässersohle und verringert die Porosität sowie den vertikalen Wasseraustausch. Der natürliche Kolmationszyklus wird durch Verbauungen und Landnutzung beeinträchtigt. Dieses Kapitel vermittelt einen kurzen Überblick über die Abläufe und Einflussfaktoren, die mit einigen Ergebnissen von Experimenten veranschaulicht werden. Die Prinzipien werden anschliessend auf eine Auswahl häufiger Fälle angewandt.

Romain Dubuis, Robin Schroff und Giovanni De Cesare

## 7.1 Kolmation

In natürlichen geschiebeführenden Fließgewässern beherbergt das poröse Sohlsubstrat eine einzigartige ökologische Vielfalt. Die Sohlsubstratschicht zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser wird als hyporheische Zone bezeichnet (Brunke und Gonser 1997). Sie besteht vorwiegend aus Kies, Steinen und Blöcken. Wie in Abbildung 40 ersichtlich, bildet das Interstitial zwischen den Körnern des Substrats den primären Lebensraum für zahlreiche Organismen. Eine funktionale vertikale Vernetzung ermöglicht den aktiven Austausch zwischen frei fließendem Oberflächenwasser, Porenwasser der hyporheischen Zone

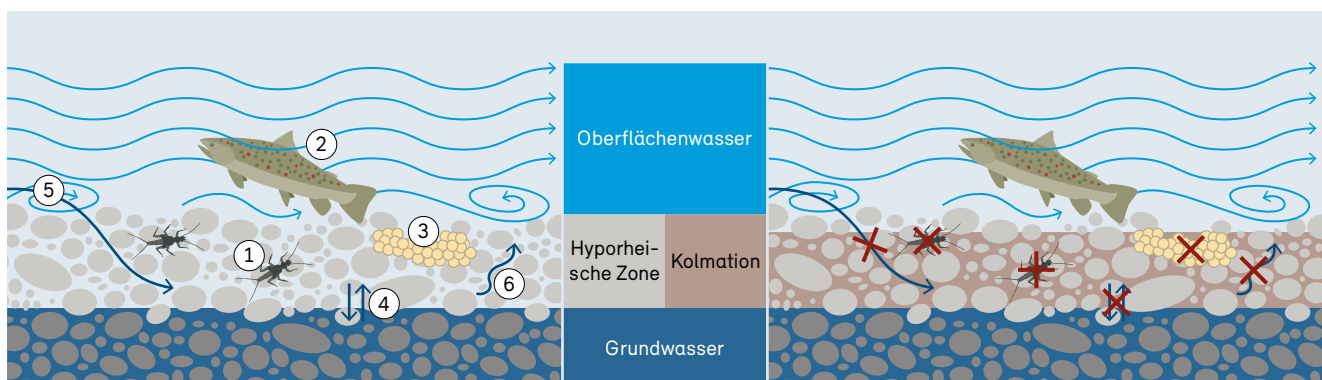
und Grundwasser. Die vertikale Vernetzung fördert die Selbstreinigungskraft des Fließgewässers und trägt zur Regulierung des Grundwasserhaushalts in den Auen bei. Ein ungestörter Austausch von Wasser, Partikeln, Nährstoffen, Sauerstoff und anderen gelösten Verbindungen bildet die Lebensgrundlage der einheimischen Lebensgemeinschaften. Die Eignung der hyporheischen Zone als Habitat wird stark beeinträchtigt, wenn Feinsedimente das Sohlsubstrat kolmatieren. (Bo *et al.* 2007).

### 7.1.1 Auswirkungen der Kolmation

Als Kolmation wird die schrittweise Verfüllung des Porenraums der Flusssohle mit Feinsedimenten (Wharton *et al.* 2017)

#### Abbildung 40

Die hyporheische Zone bietet für im Interstitial heimische Organismen, u. a. (1) Makroinvertebraten, einen primären Lebensraum. (2) Kieslaicher vergraben ihre (3) Eier direkt im Substrat, wo sie geeignete Bedingungen vorfinden (Kondolf 2000). Zwischen dem Grundwasser und dem Fließgewässer (4) sowie zwischen der hyporheischen Zone und dem Oberflächenwasser (5, 6) findet ein beständiger Austausch statt. Die durch Kolmation hervorgerufenen Veränderungen in der hyporheischen Zone sind rechts dargestellt.





bezeichnet. Kolmation ist per se ein natürliches Phänomen, das jedoch häufig durch anthropogene Einflüsse verstärkt wird. Eine ausgeprägte Kolmation hat zumeist schädliche ökologische Auswirkungen. Die Veränderung der lokalen Umweltverhältnisse sowie die Störung natürlicher Austauschprozesse führen zur Degradierung des Lebensraums «Gewässersohle», mit unmittelbaren, negativen Auswirkungen auf Makrozoobenthos und Fische (Fig. 40; Pulg *et al.* 2013; Sternecker *et al.* 2013). Makrozoobenthos benötigen Porenräume als Lebensraum und eine raue Gewässersohle zur Verhinderung von Drift. Fische benötigen lockeres Substrat, um ihre Laichplätze anzulegen. Störungen der natürlichen Austauschprozesse entziehen Makrozoobenthos, Fischlaich und Fischlarven Nährstoffe und Sauerstoff und beeinträchtigen den Abtransport von Stoffwechselabfällen während der Brutzeit (Laichentwicklung). Überdies wird die ökologisch wichtige Temperaturregulierung im Substrat

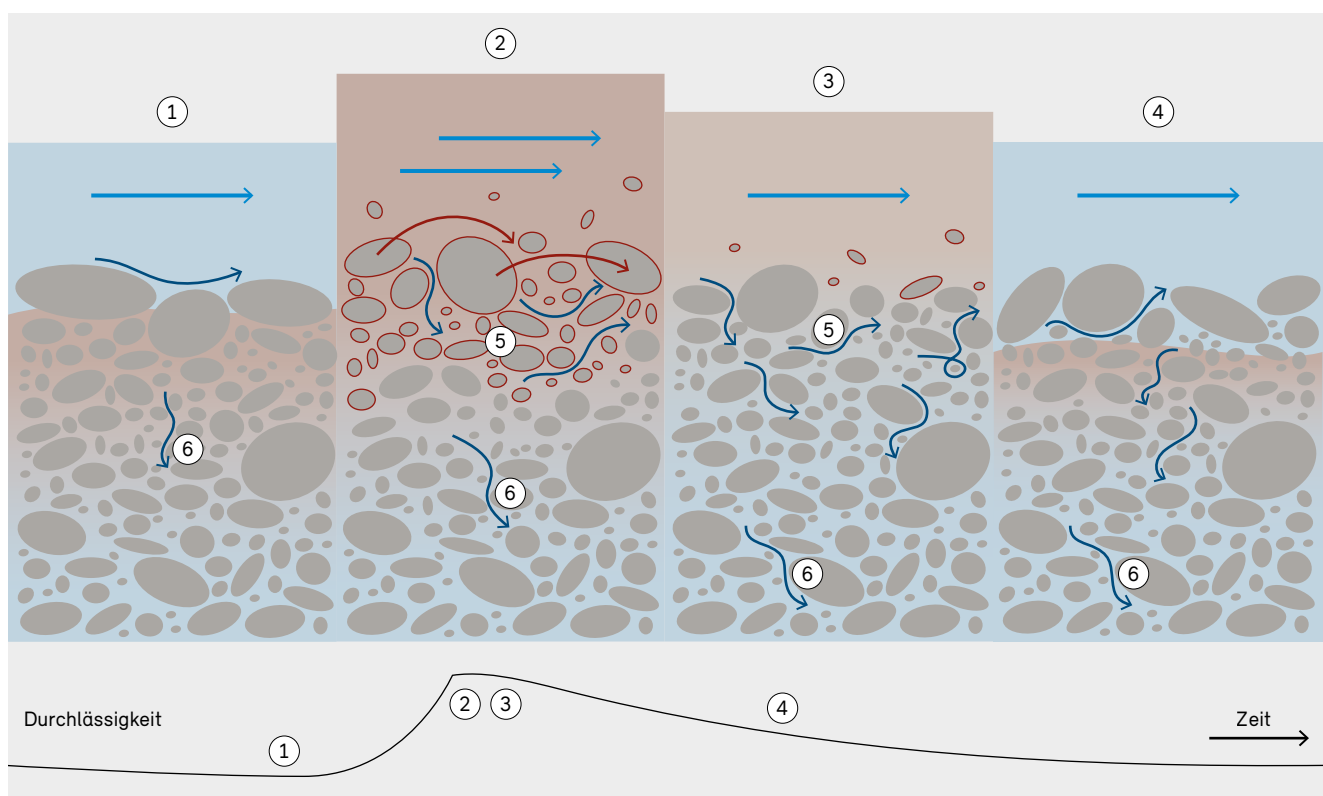
durch die geringe Durchlässigkeit zum meist wärmeren oder kälteren Grundwasser gestört.

### 7.1.2 Prozessablauf der Kolmation

Bei der Kolmation lassen sich grundsätzlich drei Entstehungsprozesse unterscheiden: physikalische, biologische und chemische Kolmation. Als physikalische Kolmation wird das Eindringen von Schwebstoffen in das Sohlsubstrat und die Bildung einer Schicht mit geringer Durchlässigkeit, niedriger Porosität und oft ausgeprägter Verfestigung bezeichnet. Daraus ergibt sich eine schwache vertikale Vernetzung. Feinmaterial, relativ warmes Wasser und Sonnenlicht sowie das Ausbleiben disruptiver Ereignisse begünstigen die Entwicklung verschiedener Organismen wie Algen, Kieselalgen und Bakterien, die die Poren füllen und das Substrat verfestigen (biologische Kolmation). Eine geringe vertikale Vernetzung und Substratverfestigung

**Abbildung 41**

*Kolmationsvorgang und -zyklus. (1) Kolmatiertes Substrat mit geringer Durchlässigkeit; (2) Hochwasserereignis mit Dekolmation: Die Strömung dringt unter den Kies und setzt Feinpartikel frei; (3) Hochwasserrückgang: Das Substrat weist einen geringen Feinsedimentgehalt auf, die vertikale Vernetzung wird maximiert; (4) Bildung einer neuen Kolmationsschicht; (5) advektives Pumpen; (6) Absinken.*



können auch durch chemische Reaktionen gelöster Stoffe entstehen, die nach der Ausfällung Verbindungen eingehen, z. B. bei der Kalkausfällung. Im vorliegenden Kapitel steht die physikalische Kolmation im Vordergrund. Die verstärkende Wirkung der biologischen und chemischen Kolmation sind jedoch bei der Gesamtanalyse des Kolmationsgrads einer Flusssohle nicht zu vernachlässigen.

Bei der Kolmation und Dekolmation handelt es sich um zyklische und natürliche Prozesse. Sie hängen davon ab, wie häufig Hochwasserereignisse die Gewässersohle mobilisieren und die kolmatisierte Schicht teilweise oder ganz aufbrechen. Sobald das Sohlsubstrat in einen stabilen Zustand zurückkehrt, beginnt eine neue Kolmationsphase (Park *et al.* 2019). Der gesamte Zyklus ist in Abbildung 41 dargestellt. Generell werden zwei Arten von physikalischer Kolmation unterschieden. Als äussere Kolmation (Abb. 43a) wird die Ablagerung von Feinsedimenten auf dem Substrat bei niedriger Strömungsgeschwindigkeit und natürlicher Sedimentation bezeichnet (Schälchli, Abegg + Hunzinger, 2001). Innere Kolmation bezeichnet die Bildung einer Feinsedimentschicht in der hyporheischen Zone. Dieser Prozess erfordert eine ausreichend hohe Feinsediment- bzw. Schwebstoffkonzentration, eine Substratmatrix als Träger sowie Infiltrationsvorgänge als Antriebsfaktor.

Die Konzentration von Feinsediment im Oberflächenwasser (Schwebstoffkonzentration) hängt von den hydrogeologischen Bedingungen ab. Bei Hochwasser und dem darauffolgenden Hochwasserrückgang oder in Gletschereinzugsgebieten ist die Konzentration von Feinsedimenten hoch (Abb. 41.2, 41.3). Dies ist auf Bodenerosion und die Freisetzung von in der Gewässersohle eingeschlossenen Feinsedimenten zurückzuführen. Das Substrat wirkt wie ein Filter, der einen Teil der Feinsedimente zurückhält, die in die hyporheische Zone gelangen. Die funktionale vertikale Vernetzung setzt eine hohe Durchlässigkeit voraus. Je mehr Schwebstoffe sich ablagern, desto kleiner werden die Zwischenräume, und nur die feinen Schwebstoffe gelangen in die Substratmatrix (Abb. 41.1, 41.4). Durch diesen Filter fliesst eine geringere schwebstoffhaltige Strömung, sodass die kolmatisierte Schicht schliesslich ein stabiles Niveau erreicht (Abb. 41.1).

Der Filtervorgang wird durch mehrere Mechanismen gesteuert. Durch advektives Pumpen dringt Oberflächenwasser in die hyporheische Zone ein (Abb. 41.5): Dieser Prozess wird durch kleine lokale Druckunterschiede ausgelöst (Fries und Taghon 2010). Der Austausch zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser hat einen erheblichen Einfluss auf den Kolmationsprozess, da er das Eindringen der schwebstoffhaltigen Strömung reguliert (Boano *et al.* 2014; Fox *et al.* 2018). Aufstossen und Absinken (Abb. 41.6) werden durch das Druckgefälle zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser verursacht oder werden durch die Gewässermorphologie bedingt, z. B. bei Furten oder Schwellen.

### 7.1.3 Einflussfaktoren und Laborexperimente

Die Ablagerung von Feinsedimenten und die Bildung einer Kolmationsschicht hängen von verschiedenen Einflussfaktoren ab, u. a. von dem (i) Korngrössenverhältnis zwischen Schwebstoffen und Gewässersohle, den (ii) Strömungsverhältnissen, dem (iii) Austausch zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser und der (iv) Schwebstoffkonzentration. Diese Faktoren und ihre Wechselwirkungen sind sowohl in naturnahen als auch in beeinträchtigten Fließgewässern zu beobachten.

Im Labor des Forschungsinstituts PL-LCH der EPFL (Abb. 42) wurden in einer Laborrinne Experimente durchgeführt, um den Kolmationsvorgang mit verschiedenen Parametern zu reproduzieren. Ziel der Untersuchungen war es zu analysieren, wie der Infiltrationsgradient und die Strömungsverhältnisse die Durchlässigkeit und die vertikale Verteilung des abgelagerten Materials beeinflussen. Einige Versuchsergebnisse sind in den Abbildungen 43–45 dargestellt.

(i) Als wichtigste Parameter, die bestimmen, wie tief Feinsedimente in die Substratmatrix eindringen können, gelten das Korngrössenverhältnis zwischen Schwebstoffen und Sohlsubstrat sowie dessen Korngrössenverteilung, insbesondere die Standardabweichung der Korngrössenverteilung. Bei grobem, gleichmässigem Substrat ist die Sickerung durch die Matrix stärker, bis eine undurchlässige oder feinere Schicht erreicht ist. In einem Substrat, das grobe und feine Körner enthält, bildet sich wegen der Filterwirkung des Sands eine dünnere Kolmationsschicht. Die Schwebstoffkonzentration im Substrat nimmt in der

Regel exponentiell ab, wobei die maximale Konzentration in der oberflächennahen Kolmationsschicht auftritt, was der Porensättigung entspricht (Abb. 43, 44, Cui *et al.* 2008; Gibson *et al.* 2009). Die feinsten Schwebstoffteile können jedoch in tiefere Schichten der Gewässersohle gelangen.

Grössere Poren begünstigen Advektionsprozesse in der Gewässersohle und bewirken, dass Partikel in Bereiche mit geringer Sohlschubspannung gelangen, wo sie sich leicht ablagern. Experimentell wurde gezeigt, dass in grobem Kies mehr toniges Material abgelagert wird als in sandigem Substrat (Mooneyham und Strom 2018). Grober Kies auf einem feinen Substrat, d. h. eine «Deckschicht», verstärkt die Ablagerung und die Bildung einer Kolmationsschicht unter der obersten Schicht.

(ii) Die Strömungsverhältnisse wirken sich auf die Advektionsprozesse in der hyporheischen Zone und auf die Ablagerungsrate aus. Aufgrund geringerer Druckunterschiede bei vernachlässigbarer Sickerung führt die advektionsdominierte Kolmation im Vergleich zur infiltrationsdominierten Kolmation zu einer geringeren Verfestigung des Sohlsubstrats (Cunningham *et al.* 1987). Langfristig wirken sich die Strömungsverhältnisse auf die Korngrößenverteilung des Substrats aus. Bei niedriger

Fliessgeschwindigkeit und entsprechend geringerer Sohlschubspannung lagern sich wegen der Schwerkraft Feinsedimente ab; eine äussere Kolmation ist so möglich (Abb. 43). Bei hoher Sohlschubspannung befindet sich die oberste Kolmationsschicht unter der Sohlenoberfläche in einer Tiefe, in der kein Aufwirbeln möglich ist. Dies begrenzt die weitere Zunahme der Kolmation, d. h. die Durchlässigkeit erreicht ein Minimum (Schälchli 1993).

(iii) Der Austausch zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser wirkt sich via Infiltration und Exfiltration stark auf die Kolmation aus. Bei Exfiltration (oder Aufstossen) verläuft die mittlere Strömung zur Oberfläche, sodass das Eindringen von Oberflächenwasser und die Ablagerung von Feinpartikeln behindert wird. Je nachdem, wie ungleichmässig die hyporheische Strömung ausfällt, beschränkt sich die Kolmation auf lokale Bereiche. Bei Infiltration (oder Absinken) werden Teile der mit Schwebstoffen beladenen Strömung ins Grundwasser geleitet. Das Sohlsubstrat wirkt dabei als Filter. Der Wasserfluss hängt vom Sickergradienten (abnehmende Wasserdruckhöhe bei bestimmter Entfernung) und von der Durchlässigkeit ab. Ein hoher Sickergradient korreliert normalerweise mit einer tiefen Kolmationsschicht (Schälchli 1993; siehe auch Abb. 44). Aufstossen und Absinken werden von unterschiedlichen Mechanismen auf verschiedenen Skalen gesteuert – von dünenförmigen Flussbetten bis zum regionalen Austausch zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser (Tonina und Buffington 2009).

(iv) Mehrere Studien zeigen, dass eine höhere Schwebstoffkonzentration die Ablagerungsrate steigert und den Kolmationsvorgang beschleunigt (Schälchli 1993; Mooneyham und Strom 2018). Die Menge des abgelagerten Materials und die entsprechende Abnahme der Durchlässigkeit hängen von der Schwebstoffkonzentration ab (Abb. 45). Bei einer langsamen Partikelanreicherung entsteht offensichtlich eine festere und dickere Kolmationsschicht, weil mehr Partikel die Poren füllen können (Fetzer *et al.* 2017).

#### Abbildung 42

Versuchsanordnung zur Untersuchung der Kolmation des Gewässersohlsubstrats im Labor des Forschungsinstituts PL-LCH der EPFL. Die Laborrinne besteht aus einer 30 cm dicken Kiesschicht. In den Versuchen werden die Richtung und Intensität der Strömung durch den Kies sowie die Strömungsverhältnisse im Oberflächenwasser kontrolliert.



Foto: R. Dubuis

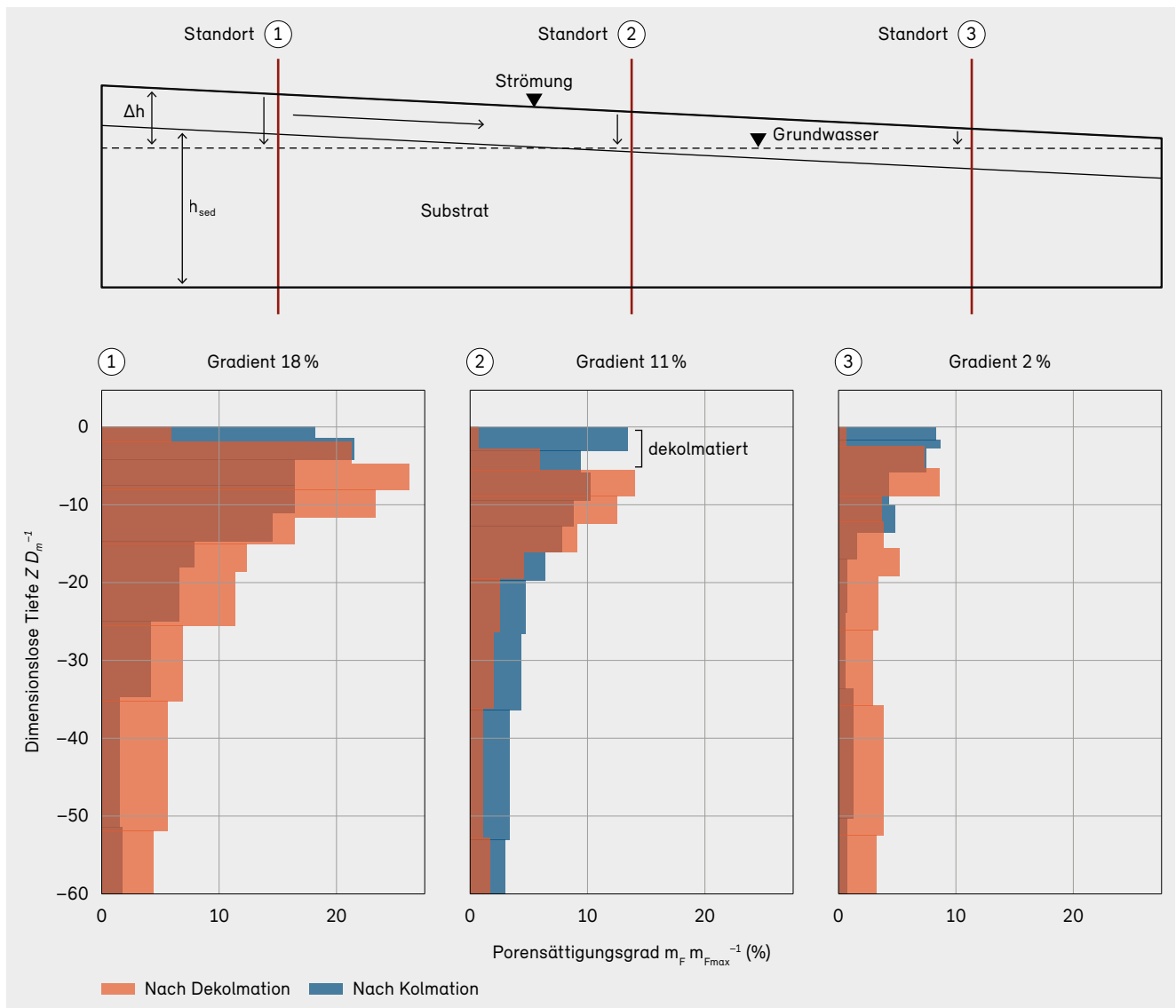
#### 7.1.4 Räumliche Verteilung und Dynamik der Gewässersohle

Die Sohle natürlicher Fliessgewässer ist durch einen mosaikartigen Aufbau lokal unterschiedlicher hydro-morphologischer Bedingungen charakterisiert. Durch die hydro-morphologische Vielfalt kann sich Kolmatierung innerhalb eines Flussabschnitts in verschiedenen Formen



**Abbildung 44**

Auswirkung der Dekolmation auf den Porensättigungsgrad an drei Stellen in der Laborrinne des PL-LCH; die entsprechend unterschiedlichen Infiltrationsraten werden durch das steile Gefälle und den horizontalen Grundwasserspiegel bedingt. Der hohe Porensättigungsgrad an Position 1 deutet darauf hin, dass die Kolmation durch den hohen lokalen Sickergradienten verstärkt wird ( $\Delta h \cdot h_{sed}^{-1}$ ). An Position 3 gelangen wegen des niedrigeren Sickergradienten weniger Feinsedimente in die Poren; Position 2 stellt eine Übergangssituation dar. An allen drei Standorten erfolgt die Dekolmation nur in der obersten Substratschicht, wo die Porensättigung in einer Tiefe von 1 bis  $4 D_m$  (mittlerer geometrischer Substratdurchmesser) abnimmt.



Quelle: EPFL

und Ausprägungen bilden, wobei die Sohlenbreite eine typische Grössenordnung darstellt. Der Kolmationsgrad eines Fließgewässerabschnitts ist räumlich und zeitlich zu untersuchen. Dabei sind auch saisonale Veränderungen von Abfluss und Schwebstoffkonzentration zu berücksichtigen.

Der Kolmationsgrad wird anhand der Durchlässigkeit, der Porosität und der Verfestigung der hyporheischen Zone definiert. Äussere Kolmation findet in Bereichen mit niedriger Strömungsgeschwindigkeit statt, d. h. in seichtem Wasser auf Kiesbänken und in Ufernähe, möglicherweise auch in Kolken.

Der Sedimenttransport eines Fließgewässers beeinflusst Art und Ausmass der Kolmation. In einigen Fließgewässern werden grosse Mengen an Sedimenten nur bei Hochwasserereignissen transportiert, die die Gewässersohle mobilisieren und eine Dekolmation ermöglichen. Anderswo, z. B. in der kanalisierten Rhone in den Alpen, wird der Transport von Feingeschiebe über die gröbere Flusssohle sogar bei geringer Sohlschubspannung beobachtet. Durch die Geschiebeführung werden weder die Deckschicht zerstört noch eingeschlossene Feinsedimente freigesetzt, weil die Transportkapazität lediglich das feine Geschiebematerial zu bewegen vermag.

## 7.2 Dekolmation

### 7.2.1 Wirksamkeit der Dekolmation

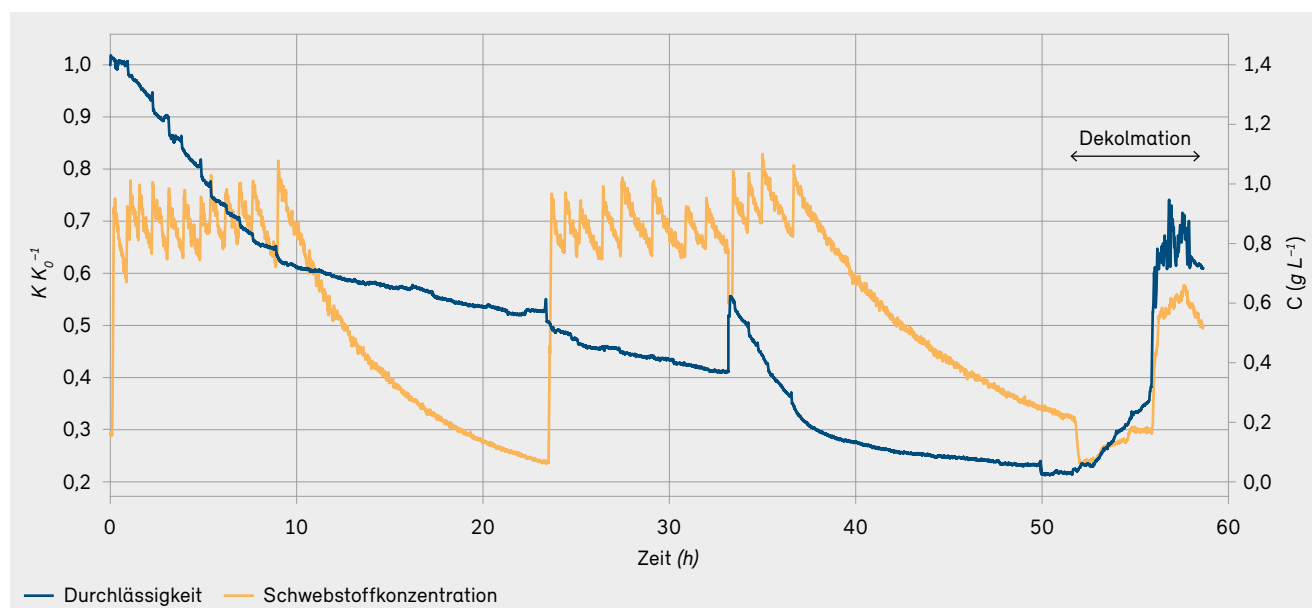
Die Wirksamkeit des Dekolmationsvorgangs hängt von der Dicke der beim Hochwasserereignis mobilisierten Schicht ab. In den Experimenten des Forschungsinstituts PL-LCH wurden bis zu  $3 D_m$  (mittlerer geometrischer Korndurchmesser des Substrats) mobilisiert (Abb. 44).

Die Durchlässigkeit nimmt entsprechend zu, wobei bei Einsetzen der Mobilisierung der Gewässersohle ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen ist (Abb. 45). Die oberen Schichten des Substrats sind in der Regel am stärksten kolmatiert, werden jedoch auch am schnellsten wieder dekolmatiert. Eine sichtbare Dekolmation bedeutet nicht, dass alle infiltrierten Feinsedimente in die Strömung freigesetzt wurden.

Gemäss Schälchli (1993) beträgt die dimensionslose Sohlschubspannung zur Initiierung der Dekolmation rund  $\theta_K = 0,06$ . Die komplette Dekolmation der Gewässersohle wird bei  $\theta_D > 0,07$  festgestellt, was einer kräftigen Geschiebeführung entspricht. Die zur Durchspülung einer Gewässerstrecke erforderliche minimale Hochwasserdauer hängt von der Streckenlänge und der Strömungsgeschwindigkeit an der Gewässersohle (Drift-Geschwindigkeit) ab. Der letztere Faktor gibt an, ob die aufgewirbelte Schwebstofffracht über die gesamte Gewässerstrecke transportiert wird, da das Gros der Schwebstoffmasse unter 20 Prozent Strömungstiefe verbleibt. Diese Geschwindigkeit lässt sich anhand typischer logarithmischer Profile abschätzen.

#### Abbildung 45

Messung der relativen Durchlässigkeit ( $K K_0^{-1}$ , in Bezug auf den Anfangswert) während eines Kolmations-Dekolmations-Zyklus.  $K K_0^{-1}$  nimmt bei hohen Schwebstoffkonzentrationen rascher ab. Der Spitzenwert bei etwa 33 Stunden ist durch die Stichprobenerhebung bedingt. Der Dekolmationsvorgang wird bei einsetzender Mobilisierung des Sohlsubstrats stark beschleunigt.



### 7.2.2 Folgen der Verfestigung

Kolmation bewirkt eine Verfestigung des Substrats. Dies hat zur Folge, dass es für Fische schwieriger wird, Laichgruben zu schlagen und Makrozoobenthos gelangt schwerer in die hyporheische Zone. Zudem wird die Dekolmation weniger wahrscheinlich. Diese negative Rückkopplung beeinträchtigt die Ausbildung einer natürlichen Verteilung und Ausprägung der Kolmation, welche den Hochwasserzyklen in dynamischer Weise folgen. Die Verfestigung der Gewässersohle lässt sich jedoch durch Bioturbation, d. h. durch das Aufwirbeln von Feinsedimenten, positiv beeinflussen, sodass bessere Laichplätze geschaffen werden (Buxton 2018). Die Förderung geeigneter Habitate für Arten, die zur Bioturbation beitragen, wie z. B. Salmoniden und bestimmte Arten von Makroinvertebraten, könnte künftig die Kolmation verringern.

### 7.3 Anthropogene Veränderungen und Folgen

Obwohl die Kolmation ein natürlicher Prozess ist, wirken sich Änderungen bei der Landnutzung und an Infrastrukturen stark auf das Abflussregime und den Feststoffhaushalt der Fließgewässer aus. Davon sind vor allem die Schwebstoffkonzentration und die Mobilisierung der Gewässersohle betroffen.

Die Konzentration von Feinsedimenten in Fließgewässern wird durch mehrere Faktoren bestimmt. Wie sie die Kolmation beeinflusst, hängt von Zeitpunkt und Dauer der regelmäßig auftretenden hohen Schwebstoffkonzentrationen ab. So weist z. B. die Rhone, an der zahlreiche Wasserkraftwerke stehen und die von Gletscherschmelzwasser gespiesen wird, ganzjährig eine mittlere bis hohe Konzentration an Feinsedimenten auf. Die Infiltration über einen längeren Zeitraum führt in diesem Beispiel zu einer ausgeprägten inneren Kolmation. Die zyklischen Auswirkungen variabler Strömungsverhältnisse und hoher Schwebstoffkonzentrationen, kombiniert mit Hochwasserereignissen, müssen jedoch noch genauer untersucht werden.

In naturnahen Einzugsgebieten korrelieren mittlere oder hohe Schwebstoffkonzentrationen in der Strömung generell mit Hochwasserereignissen. Der Kolmationsvorgang findet vorwiegend in den darauffolgenden Stunden bzw. Tagen statt. In Fließgewässern mit Rinne-Furt-Schnellen-Sequenzen bewirken die dynamischen Verhältnisse sowie

das lokale Aufstossen und Absinken, dass die Feinsedimente sich unregelmässig verteilen. Mit der Zeit führt die Dynamik des Fließgewässers dazu, dass kolmatisierte Geschiebebänke remobilisiert werden und wieder geeignete Laichplätze entstehen.

Die anthropogenen Veränderungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Änderungen bei der Landnutzung, freiliegender Boden, Erosion durch Landwirtschaft und Bautätigkeiten: Höhere Feinsedimenteinträge verstärken die Kolmation. Die verfestigten Schichten sind bei natürlichen Hochwasserereignissen schwerer zu durchbrechen.
- Klimawandel: Der Temperaturanstieg, die Zunahme extremer Niederschlagsereignisse und die beschleunigte Gletscherschmelze haben einen verstärkten Abfluss mit hohen Schwebstoffkonzentrationen zur Folge.
- Fließgewässerkanalisation: Gleichmässige Strömungsverhältnisse gehen mit nur geringfügig gestreuten Korngrößenverteilungen einher. Die Infiltrationsrate variiert entlang eines Fließgewässerabschnitts und bewirkt einen unterschiedlichen Kolmationsgrad. Wenn sich eine Deckschicht gebildet hat, wird die Gewässersohle selten mobilisiert und dann neu gebildet. Der Geschiebetransport bzw. das gelegentliche Durchbrechen der Deckschicht beugt eventuell einer oberflächennahen Kolmationsschicht vor, doch in der Tiefe können sich ausgeprägte Kolmationsschichten bilden.
- Künstliches Abfluss- oder Restwasserregime unterhalb von Stauwerken, Unterbrechungen des Sedimentkontinuums, seltenere Hochwasserereignisse und Mobilisierung von Sedimenten: Die Behinderung des Geschiebetransports führt zu Geschiebedefiziten, zu größerem Sohlsubstrat und zur Erosion der Gewässersohle (Facchini 2017; s. a. Kap. 6). Dabei entsteht eine grobe, selten mobilisierte Deckschicht. Entsprechend wird die Dekolmation verhindert. Wenn Hochwasser ausbleiben, verwandelt sich die Gewässersohle in eine Senke von Feinsedimenten. Diese Auswirkung wird durch biologische und chemische Kolmation weiter verstärkt. Wie in der Saane (FR) zu beobachten ist, hält eine grobe Deckschicht vermehrt Feinsedimente zurück, die sich unterhalb der Decksicht ablagern. Die Restwasserbewirtschaftung begrenzt das Dekolmationspotenzial morphogener Hochwasser.

- Plötzlicher Anstieg der Schwebstoffkonzentration (Stausee-Spülung): An der Oberfläche und in den oberen Schichten der Gewässersohle werden grosse Mengen an Feinsedimenten abgelagert. Die äussere Kolmation tritt in Kolken und in zeitweise benetzten Zonen mit niedriger Sohlschubspannung häufiger auf. Eine anschließende Spülung mit sauberem Wasser trägt dazu bei, die Oberfläche der Gewässersohle zu dekolmatieren. Um aber die in der hyporheischen Zone eingeschlossenen Feinsedimente freizusetzen, ist eine ausreichende Sohlschubspannung erforderlich.
  - Schwall und Sunk: Die durch Hochwasserpulse generierte Sohlschubspannung ist trotz Strömungsschwankungen für eine Dekolmation in der Regel zu schwach. So bildet sich eine gegen den regelmässig wiederkehrenden Abfluss resistente Deckschicht. Gelegentlich wird argumentiert, dass Schwall und Sunk die Kolmation verstärken (Schälchli, Abegg + Hunzinger 2002). Dazu sind jedoch weitere Forschungen erforderlich. Einer aktuellen Studie zufolge (Hauer *et al.* 2019) besteht offensichtlich kein direkter Zusammenhang zwischen der Infiltration von Feinsedimenten und der Intensität der Abflussvariabilität bei Schwall- und Sunkbetrieb. Allerdings werden in solchen Fliessgewässern häufig Unterschiede zwischen dem permanent benetzten Bereich ohne äussere Kolmation und dem vorübergehend benetzten Bereich beobachtet, in dem sich Feinsedimente ansammeln und eine Versiegelung bilden. Dies geht womöglich auf die Erosion und die Ablagerung auf Kiesbänken infolge häufiger Strömungspulse zurück.
- geregelter Strömung in grossen Bereichen eine verstärkte Kolmation und kaum saisonale Dekolmation. Um eine ausreichende vertikale Vernetzung zu gewähren, die den Laicherfolg der Fische und die Lebensraumbedingungen für das Makrozoobenthos verbessert, sollten jährliche Hochwasserereignisse stattfinden, die zumindest eine teilweise Dekolmation auslösen. Die erfolgreiche Dekolmation der hyporheischen Zone hängt weitgehend von Hochwassern ab, die das Substrat mobilisieren und die Deckschicht durchbrechen. Dazu sind mehr naturbelassene Fliessgewässer mit einem natürlicheren Hochwasserregime und natürlicherem Sedimenttransport erforderlich. Die negativen Auswirkungen der biologischen und chemischen Kolmation gilt es insbesondere in Systemen mit relativ warmem Wasser zu berücksichtigen.

## 7.4 Schlussbemerkung

Die Korngrössenverteilung des Substrats und die Wechselwirkung zwischen Wasserkörper und Grundwasser üben erheblichen Einfluss auf Kolmation und Dekolmation aus, wobei das Aufstossen eine grossflächige Kolmation verhindert. Der natürlicherweise zyklische Kolmations-Dekolmations-Prozess wird durch anthropogene Einflüsse verändert. Hauptfaktoren sind hohe Schwebstoffkonzentrationen sowie Änderungen des Hochwasserregimes und des Sedimenttransports. Anstelle des für naturnahe Systeme typischen unregelmässigen und lokal variierenden Kolmationsgrads zeigen kanalisierte Fliessgewässer mit



**Box 10: In der Praxis – Evaluation der Kolmation**

*Tobias Meile, BG Ingenieure und Berater AG*

Ein wichtiges Ziel der Gewässerschutzpolitik des Bundes besteht in der Renaturierung der Fliessgewässer. Dazu gehören die Definition des Gewässerraums, die Umsetzung von Revitalisierungsmassnahmen und die Reduktion der negativen Wirkungen der Wasserkraftnutzung. In diesem Zusammenhang werden in zwei Leitfäden praktische Methoden zur Analyse der inneren und äusseren Kolmation beschrieben (Tonolla *et al.* 2017).

Die Analysemethoden wurden in verschiedenen Fliessgewässern des Alpen- und Voralpenraums angewandt, z. B. Saane, Rhone, Dranse de Ferret, Dranse de Bagnes und Mattervispa. Die praktische und verbreitete Methode von Schälchli, Abegg + Hunzinger (2002) – d. h. die Evaluation des Kolmationsgrads (von «keine Kolmation» bis «vollständige Kolmation») anhand von Vergleichsbildern – beschränkt sich auf den zeitweise benetzten Flussteil. Idealerweise wird die Evaluation bei ausgeprägtem Niedrigwasser und gutem Wetter durchgeführt. Die von Guthruf (2014) entwickelte Methode (Auszugskraft eines Stabs) und die Stiefelmethode

(Kraftaufwand für das Eindringen in das Substrat) (Schälchli, Abegg + Hunzinger 2002; Pulg *et al.* 2013) bieten Alternativen zur Evaluation der Kolmation in benetzten Zonen. In stark strukturierten Bergbächen mit hohem Gefälle (> 1 %) sind sie jedoch nur begrenzt anwendbar. Aufgrund des relativ groben Substrats und der eventuellen Deckschicht besteht das Risiko, dass unabhängig vom tatsächlichen inneren Kolmationsgrad immer die höchste Kolmationskategorie zugewiesen wird.

Um belastbare Ergebnisse zu erzielen, sollten drei bis vier Proben pro Standort entnommen, verschiedene Methoden verglichen und naturbelassene Flussstrecken analysiert werden. Bei der Interpretation sind folgende Randbedingungen zu berücksichtigen: (1) natürliche Kolmation (bei Gletscherwasser häufig), (2) letztes Hochwasser, das die Gewässersohle umgeformt bzw. die Deckschicht durchbrochen hat, (3) besondere Ereignisse wie Murgänge, Erdbeben und Stausee-Spülungen. Dabei ist auf sichere Arbeitsbedingungen im Flussbett und besonders unterhalb von Wasserkraftanlagen zu achten. Eine gründliche Arbeitsplanung bildet den Schlüssel zum Erfolg der Evaluation.

# 8 Korngrößenverteilung und biologisch-ökologische Merkmale der Bachforelle

*Im vorliegenden Kapitel werden am Beispiel der Bachforelle – der dominanten Fischart in den meisten Schweizer Fließgewässern – alters- und geschlechtsspezifische Habitatpräferenzen sowie ortsspezifische biologisch-ökologische Merkmale untersucht, so z. B. die Grösse der Weibchen beim Erreichen der Geschlechtsreife und Merkmale der Jungfische. Diese Aspekte sollten bei der Entwicklung von Strategien zur Milderung der Auswirkungen von Substratbeeinträchtigungen auf ökologisch und ökonomisch wichtige Fischarten in Schweizer Fließgewässern berücksichtigt werden.*

**Kunio Takatsu, Marcel Michel, Darryl McLennan, Lucas Aerne und Jakob Brodersen**

## 8.1 Einleitung

Von allen Umweltfaktoren, die die Habitatqualität für Organismen bestimmen, spielt das Substrat für die Mehrheit der in Fließgewässern vorkommenden Tiere – Fische, Amphibien und Wasserinsekten – eine besonders wichtige Rolle. Substrate von geeigneter Grösse bieten Schutz sowie hochwertige Laich- und Aufwuchshabitate und sorgen damit für dynamischere Nahrungsnetze und ein reichhaltiges Nahrungsangebot (Brown 2003; Jonsson und Jonsson 2011). Entsprechend kann sich jegliche Veränderung des Fließgewässersubstrats auf die davon abhängenden Tiere auswirken. Dieser Aspekt ist heute besonders wichtig, weil das Fließgewässersubstrat zunehmend beeinträchtigt wird, insbesondere durch menschliche Aktivitäten wie den Bau von Wasserkraftanlagen (Baxter 1977; Chen *et al.* 2015). Für die Entwicklung geeigneter Massnahmen zur Sanierung von Substratbeeinträchtigungen ist es auch wichtig zu untersuchen, wie das Fließgewässersubstrat die Merkmale einzelner Organismen (z. B. Wachstums-, Entwicklungs- und Reproduktionsraten) sowie die Populationsstruktur der Fließgewässerorganismen insgesamt beeinflusst. Im vorliegenden Kapitel werden am Beispiel der Bachforelle (*Salmo trutta*) in Schweizer Fließgewässern die Zusammenhänge zwischen Substratstruktur, Populationsstruktur und organismischen Merkmalen beleuchtet.

Bachforellen in Schweizer Fließgewässern eignen sich aus mehreren Gründen für die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Substratstruktur und

biologisch-ökologischen Merkmalen. Erstens ermöglicht ihre weite Verbreitung in der Schweiz die Analyse von Populationen, die aus Habitaten mit unterschiedlichen Substratstrukturen stammen. Die Untersuchung der Unterschiede zwischen den biologisch-ökologischen Merkmalen in den Populationen liefert Erkenntnisse zum Einfluss der Substratstruktur auf die Ökologie der Bachforelle. Die Bachforelle ist in der Schweiz nicht nur weit verbreitet, sondern stellt in den meisten Schweizer Fließgewässern die dominierende Fischart dar. Aus den Daten des «Progetto Fiumi», der von der Eawag 2013–2018 durchgeführten Referenzsammlung für Schweizer Flussfische, geht beispielsweise hervor, dass in 69 % der beprobten Fließgewässer über die Hälfte der gefangenen Fische Bachforellen waren (212 von 308 Probenahmestellen; Brodersen *et al.* 2023). Die Bachforelle ist zudem als ökologisch und ökonomisch wichtige Art anerkannt (Box 11). Veränderungen der Bachforellenpopulationen können daher gravierende Konsequenzen auf andere in der Lebensgemeinschaft vorkommende Arten haben. Kenntnisse zu den Einflüssen der Substratstruktur auf die Ökologie der Bachforelle sind deshalb unverzichtbar, um die Auswirkungen von Substratveränderungen, z. B. Kompensation von Sand- und Kiesdefizit, auf die Lebensgemeinschaften in Schweizer Fließgewässern vorherzusagen. Im vorliegenden Kapitel beschreiben wir die Ergebnisse von Erhebungen, mit denen die möglichen Einflüsse des Substrats auf die biologisch-ökologischen Merkmale von Forellen analysiert wurden. Dabei wurde insbesondere Folgendes untersucht: (i) alters- und geschlechtsspezifische Unterschiede in der Habitat- respektive Substratpräferenz von

Forellen; (ii) Grössenunterschiede der Forellenweibchen bei Geschlechtsreife in Abhängigkeit von der Substratstruktur.

## 8.2 Alters- und geschlechtsspezifische Unterschiede der Substratpräferenz

Die Substratstruktur kann die räumliche Verteilung der Bachforelle beeinflussen: Bachforellen hängen stark von Beutetieren auf der Substratoberfläche und im Kieslückensystem ab und sind Kieslaicher (Armstrong *et al.* 2003; Jonsson und Jonsson 2011). Wie bei den meisten Tierarten (Werner und Gilliam 1984) kommt es auch bei den Bachforellen im Verlauf des Lebens zu einem Nahrungswechsel (Jonsson und Jonsson 2011). Zudem sind es die Weibchen, die beim Laichen die Laichgruben ins Substrat graben; die Männchen sind an dieser Tätigkeit nicht beteiligt (Jonsson und Jonsson 2011). Daher ist zu erwarten, dass sich die Substratpräferenz der Bachforelle nach Alter und Geschlecht unterscheidet. Solche alters- und geschlechtsspezifischen Unterschiede bei der Substratpräferenz von Salmoniden, einschliesslich der Bachforelle, sind bereits gut dokumentiert (Armstrong *et al.* 2003; Aas *et al.* 2011; Jonsson und Jonsson 2011). Anhand einer Bachforellenpopulation im Latrejebach im Kanton Bern (46°37'18"N, 7°46'04"E; Abb. 46) untersuchten wir,

ob die in früheren Studien nachgewiesenen alters- und geschlechtsabhängigen Substratpräferenzen auch in einer Schweizer Fliessgewässerspopulation zu beobachten sind (Aerne 2020). In dem kleinen Fliessgewässer ermittelten wir die räumliche Verteilung der Bachforellen Anfang Oktober, d. h. nur wenige Wochen vor Beginn der Laichzeit. Die Probenahmestelle hatte eine Gesamtlänge von 210 m entlang des Fliessgewässers und wurde in 14 Teilabschnitte von 11,5–19 m Länge unterteilt. In jedem Teilabschnitt erhoben wir die Bachforellendichte. Gleichzeitig bestimmten wir in jedem Teilabschnitt folgende abiotischen Umweltvariablen: die mittlere Wassertiefe, Breite und Fliessgeschwindigkeit sowie die mittlere Korngrösse. Zudem erhoben wir in jedem Teilabschnitt die Dichte der wirbellosen Beutetiere. Danach analysierten wir die Zusammenhänge zwischen der räumlichen Verteilung der Forellen, dem Alter, dem Geschlecht und den abiotischen und biotischen Umweltvariablen.

Die Teilabschnitte unterschieden sich deutlich hinsichtlich Bachforellendichte und der lokalen Umweltvariablen. Die Forellendichte veränderte sich mit der mittleren Korngrösse. Wie erwartet, unterschied sich der Zusammenhang dabei je nach Alter und Geschlecht, war jedoch wegen der geringen Anzahl Messwiederholungen meistens nur knapp signifikant (Abb. 47). Insbesondere nahm

### Abbildung 46

Foto der Probenahmestelle am Latrejebach (BE).

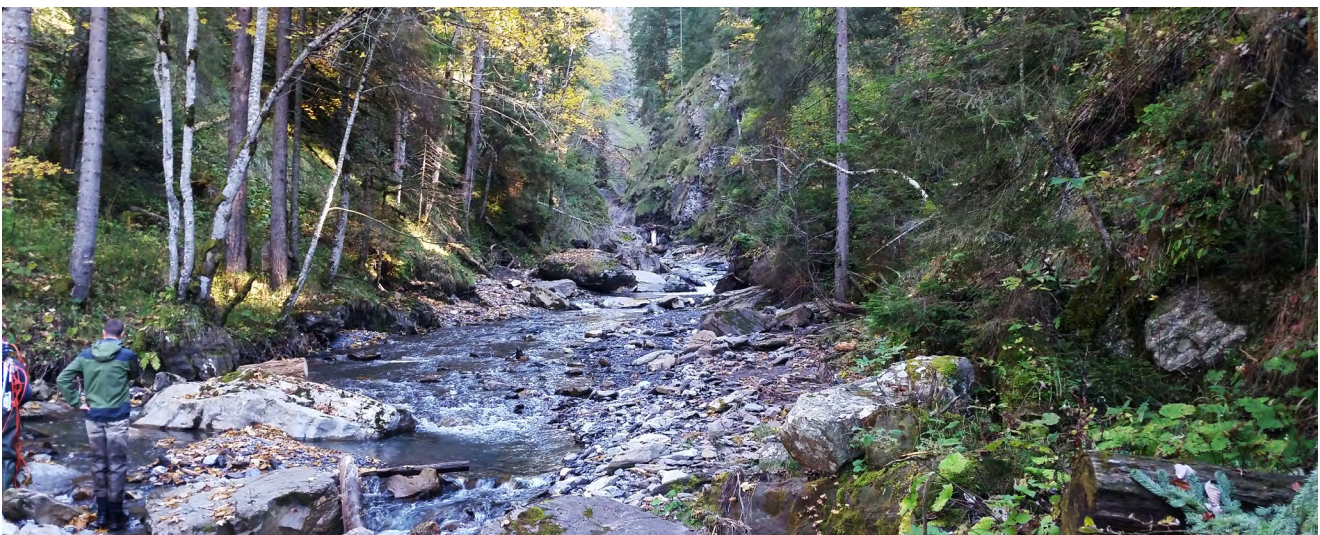
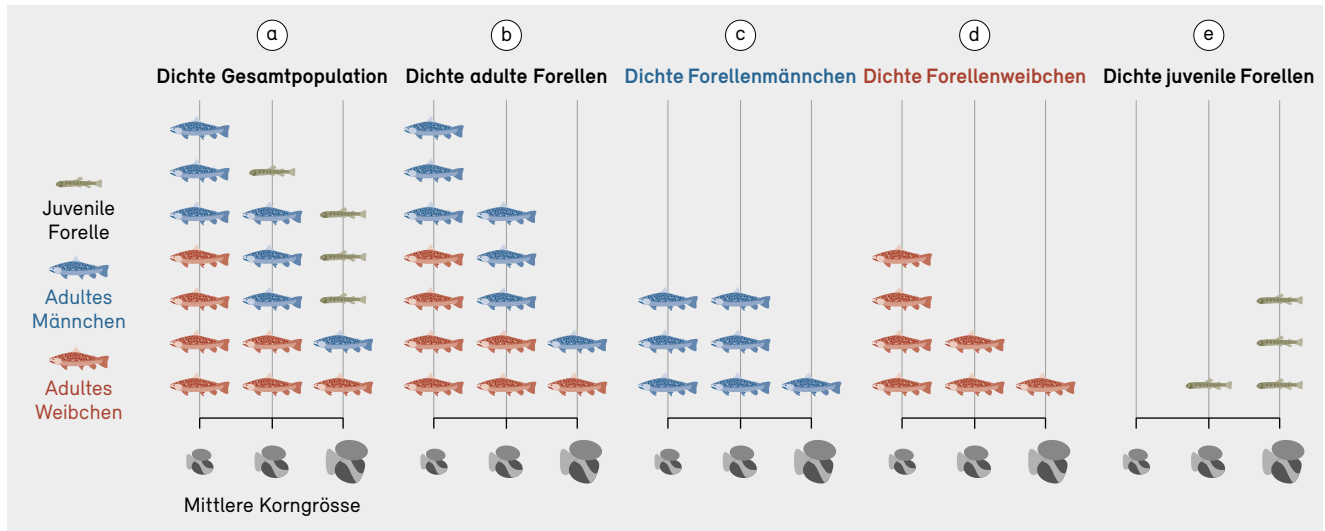


Foto: K. Takatsu

**Abbildung 47**

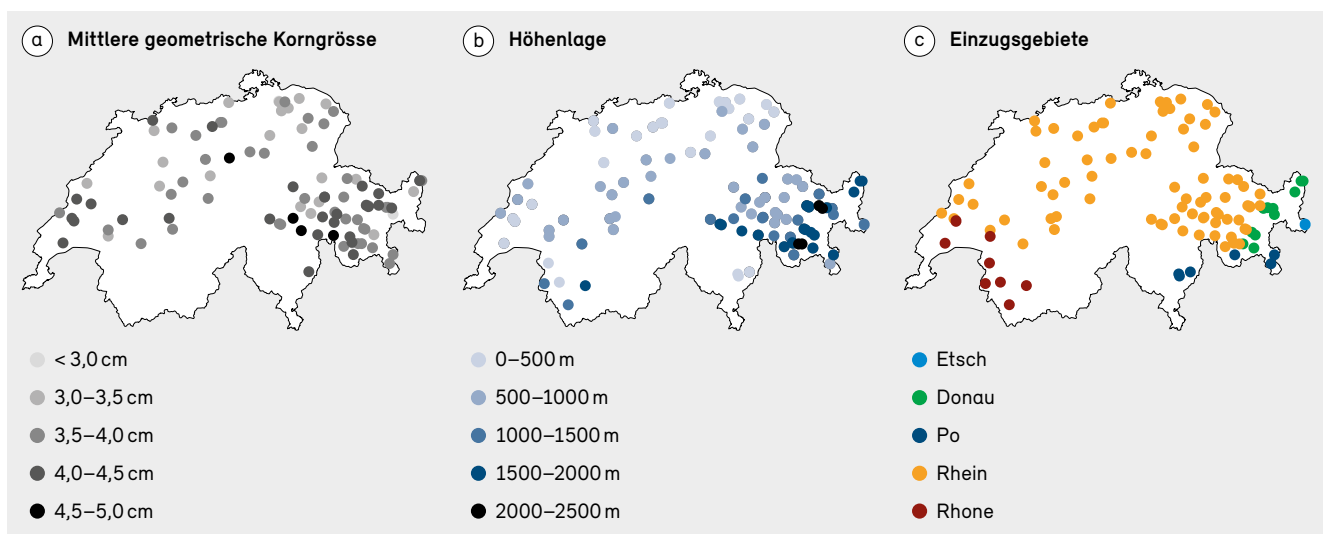
Zusammenhang zwischen mittlerer Korngrösse und Dichte der (a) Gesamtpopulation der Forellen, (b) adulten Forellen, (c) adulten Forellenmännchen, (d) adulten Forellenweibchen und (e) juvenilen Forellen im Latrejebach.



Quelle: Aerne (2020)

**Abbildung 48**

Karte von 120 Probenahmestellen an Schweizer Fließgewässern. Variation der (a) mittleren geometrischen Korngrösse, (b) Höhenlage und (c) Einzugsgebiete. Die mittlere geometrische Korngrösse ( $d_g$ ) wurde anhand der folgenden Gleichung ausgerechnet:  $d_g = (D84) * (D16)^{0.5}$  (Kondolf und Wolman 1993), wobei D16 und D84 das 16. bzw. das 84. Perzentil des Substratdurchmessers sind.



Quelle: Progetto Fiumi und Eawag

die Gesamtdichte der Bachforellen mit zunehmender mittlerer Korngrösse ab (Abb. 47a). Unsere Ergebnisse legen jedoch nahe, dass dieser Zusammenhang je nach Lebensphasenstruktur und Geschlechterverhältnis der Population variiert. Erstens nahm die Gesamtdichte der adulten Tiere mit zunehmender mittlerer Korngrösse ab (Abb. 47b). Dieser negative Zusammenhang war bei adulten Weibchen stärker ausgeprägt als bei adulten Männchen (Abb. 47c, d). Zusätzliche Analysen zeigten, dass der stark negative Zusammenhang zwischen der Dichte adulter Weibchen und der mittleren Korngrösse teilweise darauf zurückzuführen ist, dass die Weibchen Teilabschnitte mit einem höheren Anteil an potenziellem Laichsubstrat bevorzugten (< 10 % Körperlänge der Weibchen; Kondolf und Wolman 1993). Im Gegensatz dazu nahm die Dichte der juvenilen Forellen mit steigender mittlerer Korngrösse zu (Abb. 47e). Zusätzliche Analysen zeigten, dass dieser positive Zusammenhang teilweise darauf zurückzuführen ist, dass juvenile Forellen Teilabschnitte mit höherem Vorkommen an Beutetieren vorziehen. Generell stimmen diese Ergebnisse mit Erkenntnissen aus früheren Studien zu alters- und geschlechtsspezifischen Habitatpräferenzen von Bachforellen und anderen Salmonidenarten überein (Armstrong *et al.* 2003). Dies zeigt, dass es für den Schutz der Fischpopulationen insgesamt wichtig ist, die räumliche Heterogenität von Habitaten resp. Substraten in einem Fließgewässer zu erhalten.

### 8.3 Zusammenhang zwischen Grösse der Weibchen bei Erreichen der Geschlechtsreife und Substratstruktur

Wie die oben beschriebene Studie über Bachforellen im Latrejebach verdeutlicht (Abb. 47), ziehen adulte Bachforellenweibchen Habitate mit geeignetem Laichsubstrat vor. Diese Präferenz wird teilweise durch die Grösse der Forellenweibchen bestimmt (Kondolf und Wolman 1993). Vermutlich haben die Weibchen die Habitatpräferenz erworben und beibehalten, weil das Besetzen eines Habitats mit geeignetem Laichsubstrat ihren Fortpflanzungserfolg stark beeinflusst. Neben der Variabilität innerhalb eines Fließgewässers unterscheidet sich die Substratstruktur auch zwischen den Gebirgsgewässern der Schweiz (Abb. 48a). In 120 Fließgewässern mit Bachforellen (Referenzsammlung

des «Progetto Fiumi» für Schweizer Flussfische) betrug die grösste mittlere Korngrösse das 1,7-fache der kleinsten mittleren Korngrösse (Abb. 48a). Daher ist davon auszugehen, dass Weibchen in Fließgewässern mit grösserer durchschnittlicher Korngrösse bei grösserer Körpergrösse geschlechtsreif werden (Riebe *et al.* 2014). Die Betrachtung des Zusammenhangs zwischen Grösse der Weibchen bei Erreichen der Geschlechtsreife und lokaler Substratstruktur liefert wertvolle Hinweise, um Substratsanierungsmassnahmen auf mögliche schädliche Auswirkungen auf Bachforellen zu prüfen (z. B. Zugabe von feinem/grobem Kies). In der vorliegenden Studie wurden Grösse und Reifestatus von 562 Bachforellenweibchen untersucht, die im Rahmen des «Progetto Fiumi» in 120 Flüssen der Schweiz erfasst worden waren (Abb. 48). Besondere Aufmerksamkeit galt dem Zusammenhang zwischen mittlerer Korngrösse und Grösse des Weibchens bei Erreichen der Geschlechtsreife.

Generell wurden grössere Weibchen eher als geschlechtsreif eingestuft, unabhängig von ihrer Herkunft. Allerdings zeigten sich auch bei gleich grossen Weibchen Unterschiede im Reifestatus. Wenn wir annehmen, dass grössere Weibchen in einem Fließgewässer mit grösserem Substrat einen Vorteil haben, so würden wir erwarten, dass ein Forellenweibchen einer gegebenen Grösse aus einem Fließgewässer mit grösserer mittlerer Korngrösse nicht als geschlechtsreif eingestuft wird, ein gleich grosses Weibchen aus einem Fließgewässer mit kleinerer mittlerer Korngrösse jedoch schon. Entgegen dieser Erwartung fanden wir allerdings keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der mittleren Korngrösse und dem Reifestatus der Weibchen. Dagegen stellten wir fest, dass der Reifestatus der Weibchen je nach Höhe der Probenahmestelle und je nach Einzugsgebiet in der Schweiz (d. h. Etsch, Donau, Po, Rhein und Rhone; Abb. 49) variierte. Erstens wurden Forellenweibchen aus höheren Höhenlagen bei einer bestimmten Grösse häufiger als geschlechtsreif eingestuft als solche aus niedrigen Höhenlagen. Entsprechend sind Forellenweibchen aus höheren Höhenlagen bei Geschlechtsreife kleiner als solche aus niedrigen Höhenlagen (Abb. 49a). Zweitens schwankte die Wahrscheinlichkeit, dass ein Forellenweibchen bei einer bestimmten Grösse und Höhenlage als geschlechtsreif eingestuft wurde je nach Einzugsgebiet: Po > Rhein > Etsch > Rhone > Donau. Somit waren die Weibchen zum Zeitpunkt der Geschlechtsreife in der Donau am grössten und in der Po-Ebene am kleinsten (Abb. 49b).

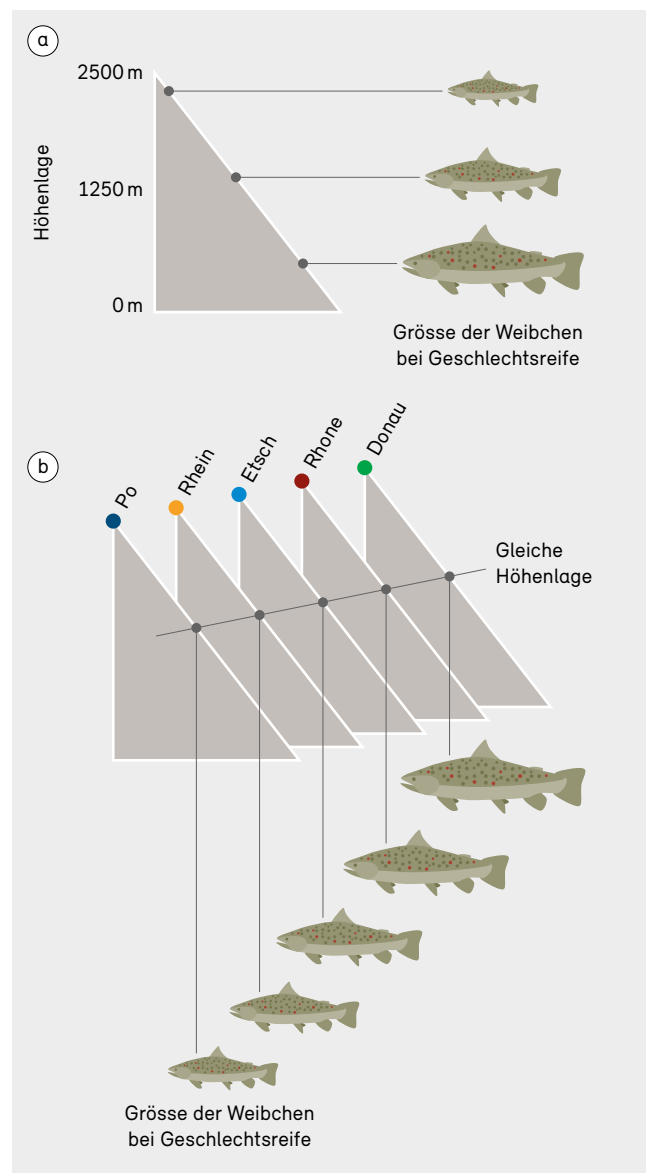
Interessanterweise variierten nicht nur die Körpergrösse der Weibchen bei Geschlechtsreife je nach Höhe der Probenahmestelle, sondern auch Merkmale in der Frühentwicklung, der Zeitraum bis zur Emergenz und die Grösse beim Verlassen der Laichgrube. In einer weiteren Studie zogen wir Bachforellenembryonen von 14 Populationen aus verschiedenen Höhenlagen in drei Einzugsgebieten (Donau, Po, Rhein) im Kanton Graubünden auf. Obwohl wir die Embryonen unter gleichen Bedingungen hielten (d. h. ein «Common-Garden»-Experiment), zeigten die Forellen aus höheren Lagen einen kürzeren Zeitraum bis zur Emergenz und waren kleiner als diejenigen aus niedrigen Höhenlagen (Abb. 50). Diese Unterschiede je nach Höhenlage ergaben sich z. T. daraus, dass die Eier von Forellen aus höheren Höhenlagen kleiner sind (Abb. 51).

Diese Erkenntnisse zu adulten und juvenilen Forellen lassen vermuten, dass Umweltfaktoren, die entlang eines Höhengradienten variieren, wie z. B. die Wassertemperatur, die Dichte von Artgenossen, Fressfeinden und Beutetieren sowie die Artenzusammensetzung, entscheidende Faktoren für sämtliche biologisch-ökologischen Merkmale der Bachforelle bilden. Es wäre interessant zu untersuchen, was die adaptive Bedeutung der kleineren Körpergrössen der Weibchen bei Geschlechtsreife und der früheren Emergenz in kleinen Fließgewässern ist und auch die wichtigsten Umweltfaktoren zu ermitteln, welche zu einer Variation der Merkmale von Lebewesen entlang eines Höhengradienten führen. Ein weiterer interessanter Schritt wären Studien zu den Mechanismen, die die einzugsgebietsspezifischen, biologisch-ökologischen Merkmale der Bachforelle erklären. Es ist zu erwähnen, dass die in dieser Studie ermittelten Zusammenhänge zwischen Höhenlage, Einzugsgebiet, Substratstruktur und biologisch-ökologischen Merkmalen der Forellen durch intensive Besatzmassnahmen mit mehreren Millionen Zuchtforellen allenfalls beeinflusst worden sind (siehe jedoch Keller *et al.* 2011, 2012). Daher wäre es auch nützlich, zu untersuchen, wie sich die Besatzgeschichte auf die Grösse der Weibchen bei Erreichen der Geschlechtsreife und auf die Merkmale der juvenilen Forellen auswirkt.

Da die Grösse der Weibchen für ihre Substratpräferenz mitbestimmend ist (Kondolf und Wolman 1993), ist zu erwarten, dass die beobachteten Unterschiede in der Grösse der Weibchen bei Geschlechtsreife mit ihrer Substratpräferenz zusammenhängen. Da z. B. Forellenweibchen aus höheren Höhenlagen bei Geschlechtsreife kleiner sind als jene aus

**Abbildung 49**

(a) Zusammenhang zwischen Höhenlage und Grösse der Bachforellenweibchen bei Erreichen der Geschlechtsreife. (b) Unterschiede zwischen den Einzugsgebieten punkto Grösse der Weibchen bei Erreichen der Geschlechtsreife.



Quelle: Progetto Fiumi und Eawag

niedrigeren Höhenlagen (Abb. 49a), müssten Erstere kleinere Substrate vorziehen. Ebenso ist zu erwarten, dass Forellenweibchen aus dem Po-Einzugsgebiet, die über alle Schweizer Einzugsgebiete hinweg am kleinsten waren (Abb. 49b), eine deutliche Präferenz für kleinere Substrate zeigen. Kriterien wie Höhe und Einzugsgebiet sollten deshalb bei der Optimierung

von Substratsanierungsmassnahmen zur Förderung der Bachforelle berücksichtigt werden. So sollte z. B. bei der Schüttung von Substrat zur Aufwertung von Laichplätzen an höher gelegenen Standorten und im Po-Einzugsgebiet feinerer Kies verwendet werden als an tiefer gelegenen Standorten bzw. in anderen Einzugsgebieten.

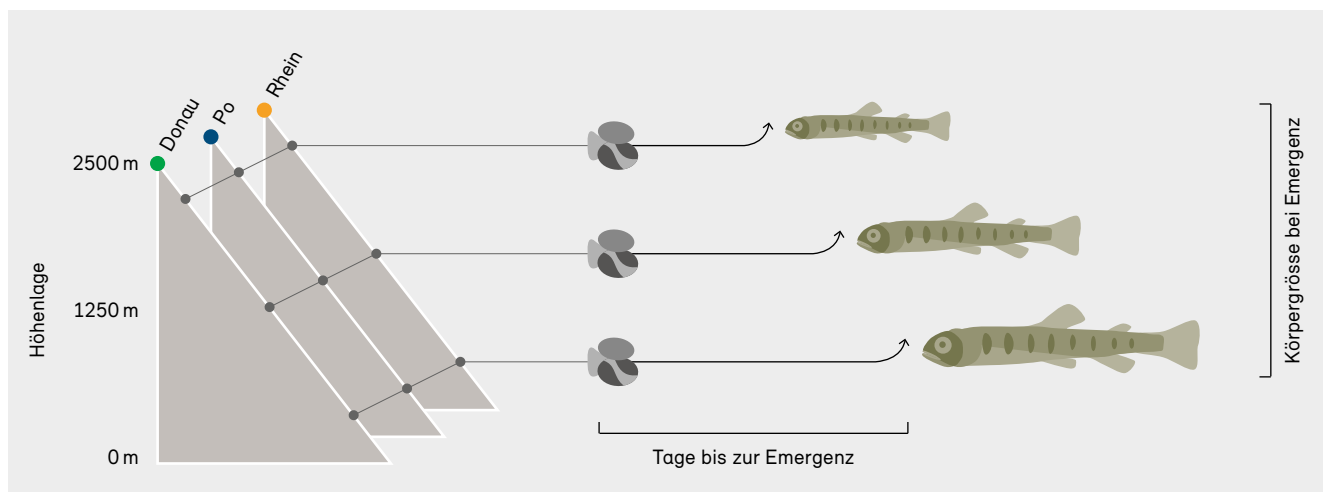
#### 8.4 Auswirkungen auf Strategien zur Förderung der Bachforellenpopulation und zur Habitatverbesserung

In diesem Kapitel stellen wir Ergebnisse aus Erhebungen vor, die zeigen, dass (i) alters- und geschlechtsspezifische Unterschiede bei der Substratpräferenz von Bachforellen bestehen (Abb. 47) und (ii) kein eindeutiger Zusammenhang gefunden werden kann zwischen der Grösse der Weibchen bei Geschlechtsreife und der Substratstruktur, die Grösse der Weibchen bei Geschlechtsreife aber je nach Einzugsgebiet und entlang eines Höhengradienten variiert (Abb. 49). Das erste Ergebnis unterstreicht, dass die Erhaltung der räumlichen Substratheterogenität innerhalb des Fließgewässers eine bedeutende Rolle für den Schutz wichtiger Fischarten spielt. Forellenweibchen bevorzugen geeignetes Laichsubstrat, und ihre Grösse hängt mit der Substratpräferenz zusammen (Kondolf und Wolman 1993;

Riebe *et al.* 2014). Entsprechend legt das zweite Ergebnis nahe, dass die Substratpräferenz der Weibchen je nach Einzugsgebiet und Höhe variiert. Einzugsgebiet und Höhenlage sollten deshalb berücksichtigt werden, wenn Strategien zur Aufwertung von Forellenlaichplätzen geplant werden. Während beispielsweise eine erhöhte räumliche Substratheterogenität die Lebensraumqualität für Bachforellen insgesamt verbessern kann, sollten im Po-Einzugsgebiet Gewässerabschnitte mit relativ feinem Kies gefördert werden, weil die dort vorkommenden Forellenweibchen bei Geschlechtsreife kleiner sind (Abb. 49). Allerdings haben wir in unserer Studie nicht direkt untersucht, wie die Unterschiede in der Grösse der Weibchen bei Geschlechtsreife zwischen den verschiedenen Einzugsgebieten und den Populationen in unterschiedlichen Höhenlagen mit der Substratpräferenz der Weibchen zusammenhängen. Daher wäre es sinnvoll, in einem nächsten Schritt die Unterschiede in der Substratpräferenz zwischen Einzugsgebieten und verschiedenen Höhenlagen zu untersuchen. Um die Auswirkungen von Substratveränderungen auf die Fischgemeinschaften in Schweizer Fließgewässergemeinschaften umfassend zu verstehen, sind zudem Studien erforderlich zum Zusammenhang zwischen dem Substrat und der Ökologie anderer Fischarten, insbesondere von Arten in langsam fließenden Gewässern (z. B. Alet, Barbe, Schmerle und Gründling).

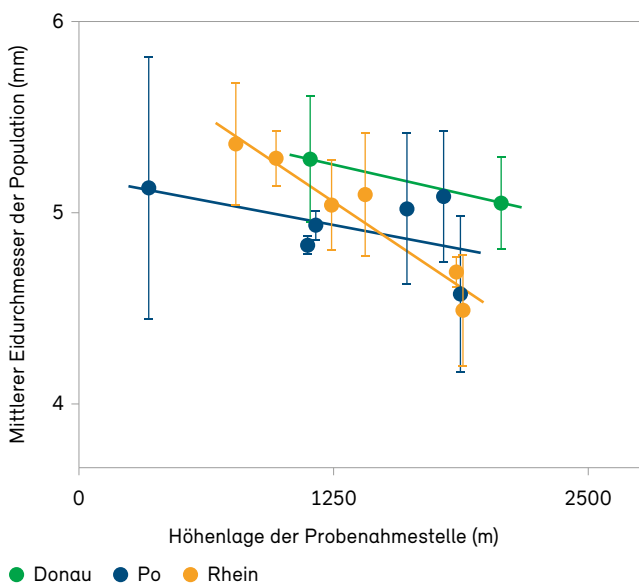
#### Abbildung 50

Zusammenhang zwischen Höhenlage der Probenahmestelle, Einzugsgebiet, Tage bis zur Emergenz und Grösse beim Verlassen der Laichgrube. Unabhängig vom Einzugsgebiet verlassen Forellen aus höher gelegenen Fließgewässern die Laichgrube früher und sind dabei kleiner.



**Abbildung 51**

Zusammenhang zwischen Einzugsgebiet, Höhenlage der Probenahmestelle und mittlerem Eidurchmesser in 14 Bachforellen-Populationen des Kantons Graubünden. Die Fehlerbalken geben die Standardabweichung an.



Quelle: Eawag

Unsere Studie gibt auch Einblick in das Management der Forellenfischerei (Box 11). Die Grösse der Weibchen bei Geschlechtsreife variierte je nach Einzugsgebiet und zwischen den Populationen von unterschiedlichen Höhenlagen (Abb. 49). Die Populationen aus unterschiedlichen Höhenlagen unterschieden sich auch punkto Zeitpunkt und Grösse bei der Emergenz (Abb. 50). Nehmen wir an, dass die Unterschiede in den biologisch-ökologischen Merkmalen zwischen den Einzugsgebieten und Höhenlagen ausgebildet und beibehalten wurden durch natürliche Selektion, welche an Umweltvariablen gebunden ist, die ihrerseits je nach Einzugsgebiet und Höhenlage variieren. Wird nun das Fischereimanagement über verschiedene Fließgewässer hinweg vereinheitlicht, inklusive Vorgaben zu Fanggrösse und Besatzstrategien, dann wirkt sich dies in den lokalen Forellenpopulationen je nach Einzugsgebiet und Höhenlage sehr unterschiedlich aus.

Strategien für das Fischereimanagement, die auf die lokalen Besonderheiten in den biologisch-ökologischen Merkmalen der Forellen zugeschnitten sind – sogenannte Strategien für das «kleinräumige Fischereimanagement» – sind zwar

inzwischen als wichtig anerkannt, doch ihre Umsetzung erweist sich oft als schwierig (s. Box 11). Es braucht weitere Studien zur Ökologie der Schweizer Bachforellen, um umsetzbare Strategien für das Fischereimanagement zu entwickeln. So könnten Untersuchungen zur Variation der Eigrösse in den Schweizer Fließgewässern (z. B. Abb. 51) wertvolle Erkenntnisse liefern, um die Besatzstrategien zu verbessern: Die Eigrösse ist ein Schlüsselfaktor für die frühen biologisch-ökologischen Merkmale der Forellen und schliesslich auch für das Wachstum und Überleben in späteren Lebensstadien (Einum und Fleming 1999). Nehmen wir an, dass die Unterschiede in der Eigrösse, die wir bei Schweizer Bachforellen aus unterschiedlichen Einzugsgebieten und Höhenlage beobachteten (Abb. 51), durch natürliche Selektion in den frühen Lebensphasen ausgebildet und beibehalten wurden. Die Fischereiverantwortlichen könnten nun Jungfische aus Laich einsetzen, der ähnlich gross ist wie jener in der natürlichen Population eines bestimmten Besatzortes und aus derselben Bewirtschaftungseinheit stammt (Individuen aus derselben Bewirtschaftungseinheit gelten genetisch als ähnlicher als solche aus verschiedenen Einheiten). Die phänotypischen Merkmale der besetzten Jungfische wären dann für den Standort geeignet, und die genetischen Merkmale wären jenen in der freien Natur ähnlich. So könnten die Fischereiverantwortlichen die Forellen ohne Änderung der heute relativ grossräumigen Bewirtschaftungseinheit (Box 11) unter Berücksichtigung der ortsspezifischen Genetik wirkungsvoll besetzen. Ein umfassenderes Wissen über die grundlegende Ökologie der Schweizer Bachforellen kann helfen, für diese ökologisch und wirtschaftlich wichtige Fischart Managementstrategien festzulegen und dabei die Machbarkeit und die genetische Integrität zu berücksichtigen.



**Box 11: In der Praxis - Kleinräumiges Fischereimanagement als Herausforderung**

*Marcel Michel, Amt für Jagd und Fischerei, GR*

Rund ein Drittel aller Bachforellenfänge in den Fließgewässern der Schweiz werden in Graubünden getätigt. Entsprechend hat die Angelfischerei in Graubünden eine grosse Bedeutung. Seit 160 Jahren ist der Kanton alleiniger Inhaber des Fischereiregals und für das Fischereimanagement zuständig. Ein ganzes Jahrhundert lang fanden gewässerspezifische Eigenheiten nur marginal Berücksichtigung im Fischereimanagement. Fangbestimmungen waren wenig differenziert und die Bewirtschaftungsrichtlinien auf Expansion eingestellt. Die Bachforelle als nutzbares Produkt und nicht deren lokale Spezifität bestimmten die Eckwerte des fischereilichen Managements.

In Anbetracht der vorliegenden Studie müsste das bisherige Fischereimanagement der Behörde als verfehlt klassiert werden. Berücksichtigt man aber die in derselben Zeitspanne einhergehende Degenerierung des Fließgewässerlebensraums, die wachsende Anzahl an Angelfischerinnen und -fischern sowie das mangelnde Wissen um genetische Integrität, so sind die damals gefällten Entscheide durchaus nachvollziehbar. Und wo steht Graubünden bezüglich Zielfestlegung beim Fischereimanagement heute? Der schlechte Zustand der Gewässer und ein hoher Nutzungsanspruch seitens der Fischerei sind als Rahmenbedingungen geblieben.

Wissenschaftlicher Erkenntnisgewinn und eigene Erfahrung haben in den letzten 20 Jahren zur Neuausrichtung im Fischereimanagement geführt. Die Grenzen bzw. negativen Effekte einer «planlosen» Bewirtschaftung der Bachforelle als auch die Problematik wenig differenzierter Fangmasse wurden erkannt. Das anzustrebende Prinzip des «kleinräumigen Fischereimanagements» ist akzeptiert, stellt die Zuständigen jedoch vor grosse Herausforderungen. So war die Evaluierung der Grösse der Bachforelle bei Eintritt in die Geschlechtsreife für lediglich 50 Fließgewässerabschnitte innerhalb des Kataloges an 1600 Laufkilometern und rund 2500 Höhenmetern möglich. Zeit, Logistik und Geld setzten hier die Grenze bezüglich des Detaillierungsgrads der

Grundlagen für die Festlegung eines gewässerspezifischen Fangmasses. Gestützt auf diese Erhebungen wurden nun, je nach Höhenlage, Grösse des Gewässers und Befischungsdruck, sechs verschiedene Fangmindestmasse bzw. Fangfenster für rund 450 Gewässerabschnitte festgelegt. Dem in dieser Studie vorliegenden Befund der lokalen Adaption bezüglich der Grösse der Bachforellenweibchen bei Erreichen der Geschlechtsreife soll so mehr Rechnung getragen werden.

Schwieriger gestaltet sich die konsequente Berücksichtigung der Kleinräumigkeit bei der Bewirtschaftung der Bachforelle. Bis vor wenigen Jahren waren die Bewirtschaftungseinheiten (BWE) grosszügig gehalten und orientierten sich an acht Haupteinzugsgebieten. Mittelfristig strebt Graubünden an, diese BWE auf 19 Regionen festzulegen. Zur Erfüllung des regionalen Besatzplans soll ausschliesslich Laichmaterial von Bachforellen aus der entsprechenden BWE gewonnen werden. Dasselbe gilt für die Nachzucht allfälliger Muttertierstämme. Die Trennung in 19 BWE stellt die sieben Fischzuchten des Kantons vor grosse logistische Herausforderungen. So müssen in einer Fischzucht Besatzfische und auch die Muttertierstämme von bis zu sechs BWE strikt voneinander getrennt werden. Dem Kanton ist bewusst, dass die Gewässer, die sich innerhalb der 19 BWE befinden, eine grosse Bandbreite bezüglich ihrer Höhenlage abdecken. Eine weitere Verfeinerung der BWE durch Abstufung nach Höhenlage ist aktuell nicht umsetzbar. Sollte jedoch die Höhenlage und nicht die geografische Einheit die Triebfeder für die lokale Adaption darstellen, so gilt es zu überlegen, die BWE in überregionale Höhenstufen statt in Regionen (Teileinzugsgebiete) einzuteilen.

Letztlich und als wichtigster Schritt muss der Filter für die Besatznotwendigkeit weiter verfeinert werden. So ist Fischbesatz nur noch da anzuwenden, wo die Naturverlaichung nachweislich keinen ausreichenden Beitrag für einen nutzbaren Forellenbestand leisten kann. Der Kanton hat einen gesetzlichen Auftrag und dieser beinhaltet die Gewährleistung einer nachhaltigen Nutzung. Ein korrekt ausgeführter Fischbesatz und gewässerspezifische Fangbestimmungen bilden dabei weiterhin einen wichtigen Bestandteil eines modernen Fischereimanagements.

# 9 Sedimentkontinuität und Massnahmen zur Sedimentanreicherung

*Ein beeinträchtigter Sedimenttransport kann sich in vielerlei Hinsicht negativ auf die Ökomorphodynamik des Lebensraums Gewässer auswirken. Mit einer gut konzipierten Sedimentanreicherung lassen sich die negativen Folgen auf verschiedenen Ebenen begrenzen. Das vorliegende Kapitel beschreibt Laborexperimente, mit denen der Einfluss der Sedimentanreicherung auf die bestehende Makrosohlenformen und die Dauerhaftigkeit der neuer Mesosohlenformen untersucht wurden. Zudem umfasst es Informationen über Planungskriterien und Methoden zur Wirkungskontrolle.*

**Christian Mörtl, Robin Schroff und Giovanni De Cesare**

Fliessgewässer transportieren Sedimente über ihren gesamten Verlauf von der Quelle bis zum Delta. Wenn natürliche Sedimentquellen vorhanden sind und der Abfluss ungestört entsprechend Hochwasserereignissen und Jahreszeiten variiert, werden Gerinne- und Sohlenform durch einen kontinuierlichen Erosions- und Ablagerungsprozess ausgebildet. Diese natürliche Dynamik ist eine unentbehrliche Voraussetzung für die Habitatvielfalt in Fliessgewässern (BAFU 2017a).

## 9.1 Unterbrochene Sedimentkontinuität

In regulierten Fliessgewässern ist der natürliche Sedimenthaushalt häufig durch (i) ein beeinträchtigtes Abflussregime, (ii) vergrösserte Transportkapazität durch Kanalisierung oder (iii) begrenztes Geschiebevorkommen gestört. Das Abflussregime wird hauptsächlich durch die Regulierung zwecks Energieerzeugung (Restwasser und Schwall-Sunk) und den Hochwasserschutz beeinträchtigt. Dadurch wird der Spitzenabfluss, der grössere Geschiebemobilisierungs-Ereignisse auslöst, reduziert. Durch Kanalisierung – als Teil der historischen Gewässerkorrektur – wurde die Transportkapazität vergrössert, die Gewässersohle eingetieft und das Gefälle des Gerinnes schrittweise abgeflacht. Die Verfügbarkeit von Geschiebe wird u. a. durch die Uferverbauung oder die Entnahme von alluvialen Sedimenten reduziert. Die Längsvernetzung des Sedimenttransports wird u. a. durch Geschiebesammler oder Wasserbauwerke wie z. B. Flusskraftwerke und Talsperren mit grossen Stauseen unterbrochen. Dies kann zu massiven Geschiebedefiziten im Unterlauf führen.

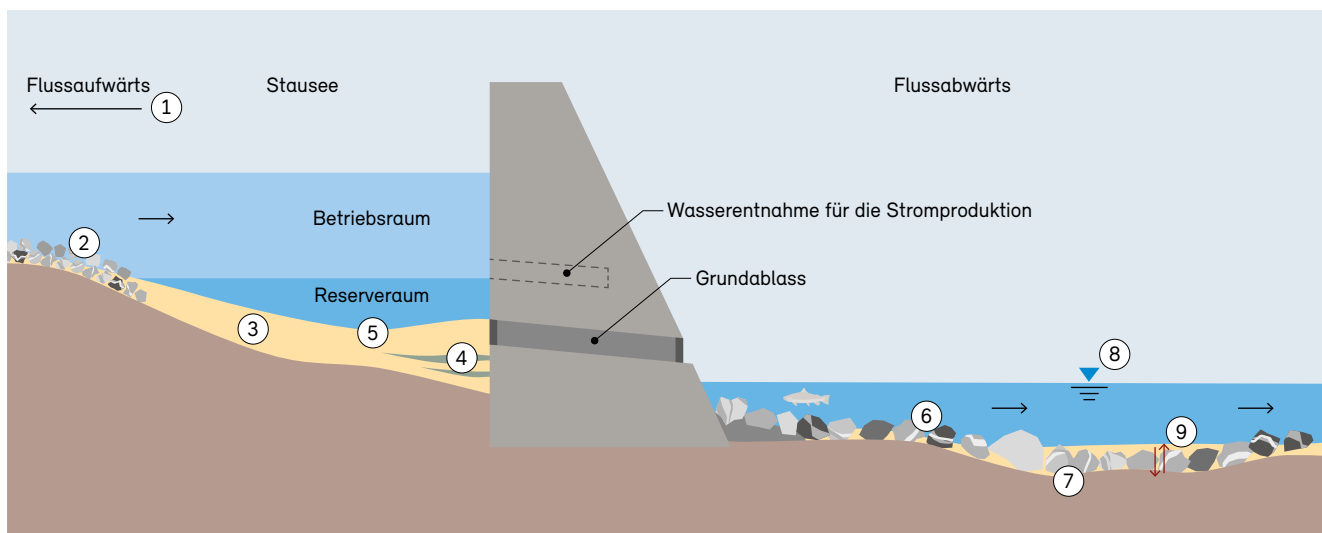
Die Verringerung der negativen Auswirkungen der Wasserkraft auf den Geschiebehalt spielt im revidierten Gewässerschutzgesetz (Art. 43a des Bundesgesetzes vom 24. Januar 1991 über den Schutz der Gewässer, GSchG; SR 814.20) eine Schlüsselrolle. Im ersten Abschnitt geht es daher um den Einfluss von Stauseen auf die Sedimentkontinuität.

### 9.1.1 Einfluss von Stauseen

Die Unterbrechung der Sedimentkontinuität durch Stauseen kann sich im Oberlauf, im Unterlauf und im Stausee selbst direkt und indirekt auswirken (Abb. 52). An der Stauwurzel grosser Stauseen sammelt sich aufgrund der geringeren Fliessgeschwindigkeiten Geschiebematerial an. Dies kann zur Auflandung der Gewässersohle und eventuell zu einem höheren Hochwasserrisiko führen. In grossen Stauseen wird suspendiertes Feinsediment näher an die Talsperre transportiert, bevor es sich langsam absetzt und den Stausee nach und nach füllt. Die Verlandung von Stauseen gefährdet die nachhaltige Wasserkraftnutzung, weil z. B. das Fassungsvermögen reduziert oder die Ablässe blockiert werden. Im Unterlauf von grossen Stauseen können Geschiebedefizite und das gestörte Abflussregime die Ökomorphodynamik beeinträchtigen. Bei anhaltend niedrigem Abfluss werden die feineren Kornanteile der Gewässersohle ausgewaschen und hinterlassen eine Schicht aus grobem, unbeweglichem Sohls substrat (Deckschicht; Kondolf 1997). Mit der Zeit setzen sich feine Schwebstoffe im Porenraum ab; so entsteht die Kolmation (s. Kap. 7; Dubuis *et al.* 2023; Kap. 8; Takatsu *et al.* 2023). Kolmation und Deckschichtbildung reduzieren das Laichhabitat für kieslaichende Fische, beeinträchtigen den Lebensraum für Makroinvertebraten

**Abbildung 52**

Sedimentbezogene Thematik in regulierten Fließgewässern: Diskontinuität und morphologische Veränderungen. Unterbrechung der Sedimentkontinuität: (1) Ablagerung von Sedimenten, (2) Rückhalt von Grobsedimenten, (3) Rückhalt von Feinsedimenten, (4) Rückhalt von organischem Material, (6) Geschiebedefizit, (9) Überschuss an suspendierten Feinsedimenten. Morphologische Veränderungen: (1) Auflandung der Gewässer-  
sohle, (5) Verlandung des Stausees, (6) Bildung einer statischen Sohlendeckschicht, (7) Eintiefung der Sohle, (8) Verlust an morphologischer Dynamik, (9) Kolmation der Porenräume.



Angepasste Abbildung aus Mörtl et al. (2020)

und stören die hyporheische Strömung (Schälchli 1992). Bei hohem Abfluss kann die Deckschicht aufbrechen und Feingeschiebe aus dem Untergrund freigeben. Bei einem Geschiebedefizit besteht die Gefahr einer dauerhaften Erosion der Gewässersohle (Eintiefung). Die reduzierte hydromorphologische Dynamik führt langfristig zur Verarmung des gesamten Auen-Lebensraums.

## 9.2 Massnahmen zur Sedimentanreicherung

### 9.2.1 Beschreibung und Umsetzung

Als Sedimentanreicherung wird die künstliche Zugabe von Sedimenten in ein Fließgewässer beschrieben. Solche Massnahmen zur Sedimentanreicherung umfassen unter anderem den direkten Sedimenteintrag, um Kiesbänke oder andere morphologische Strukturen im Fließgewässer anzulegen. Eine weitere Möglichkeit ist die oberstromige Sedimentzufuhr in Form von leicht erodierbaren Schüttungen innerhalb des Flussbetts oder entlang des Uferbereichs, welche bei Hochwasserereignissen mobilisiert werden. Statt eines einmaligen Eintrags kann das Sediment

auch kontinuierlich während eines Hochwassers zugeführt werden, zum Beispiel mithilfe eines Förderbandes oder einer natürlichen Steilrinne. Die Sedimentanreicherung kann auch indirekt als induzierte Ufererosion durchgeführt werden, z. B. mittels Leitstrukturen oder durch Entfernung der Ufersicherung.

### 9.2.2 Rechtsrahmen

Im schweizerischen Recht wird Renaturierung unterschieden in Revitalisierung von Fließgewässern, Sicherung des Gewässerraums, Sanierung Wasserkraft und Sanierung Restwasserstrecken. Die Revitalisierung soll die natürlichen Funktionen der Fließgewässer wiederherstellen, indem sie durch direkte bauliche Massnahmen den ehemaligen menschlichen Eingriffen in die Gerinnemorphologie entgegenwirkt. Die Sanierung Wasserkraft umfasst die Wiederherstellung der Längsvernetzung für die Fischgängigkeit, die Sanierung von Schwall-Sunk und die Wiederherstellung des beeinträchtigten Geschiebehaushalts.

Wenn die Wiederherstellung der Sedimentkontinuität einer bestehenden Anlage weder machbar noch verhältnismässig erscheint, können im Unterlauf Massnahmen zur Sedimentanreicherung zwecks Sanierung des Geschiebehaushalts durchgeführt werden (Schälchli und Kirchhofer 2012). Sedimentanreicherungen können auch im Rahmen von Projekten zur Revitalisierung von Fliessgewässern zum Einsatz kommen. Sie können Teil der Revitalisierungsmassnahme selbst sein (z. B. Schaffung von Laichhabitaten, Bereicherung der strukturellen Vielfalt), die Wirksamkeit einer Revitalisierungsmassnahme verstärken (z. B. dynamische Flussaufweitungen) oder die sekundären Auswirkungen einer Revitalisierungsmassnahme abmildern (Geschiebedefizit im Unterlauf wegen Fliessgewässeraufweitungen).

### 9.2.3 Fallspezifische Planungsempfehlungen

Alle Hauptziele der Sedimentanreicherung betreffen die Verbesserung der Ökomorphodynamik auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Ebenen (Abb. 53; Mörtl und De Cesare 2021). So verfolgt z. B. die Geschiebesanierung das Ziel, den natürlichen Geschiebetransport wiederherzustellen: Dies verbessert bei geeigneten Bedingungen die morphologischen Strukturen und die Dynamik überall im Fliessgewässer. Diese Massnahme bezweckt

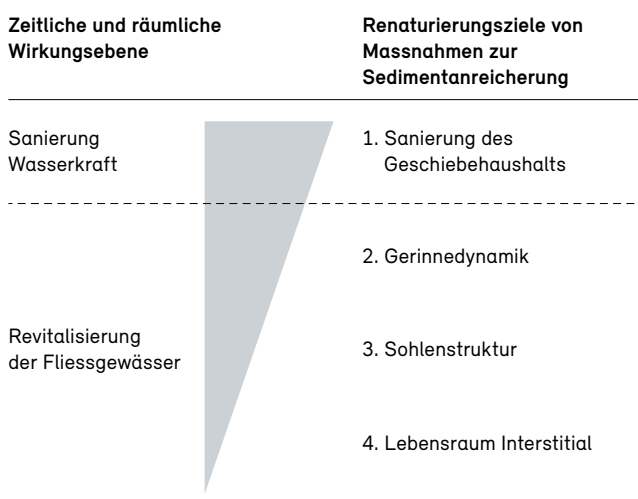
eine weitreichende und langfristige Verbesserung der Ökomorphodynamik. Kombiniert mit anderen Renaturierungsmassnahmen, z. B. einem naturnahen Abflussregime und einem ausreichend grossen Gewässerraum, schafft sie die Voraussetzungen für eine natürliche Entwicklung hin zu einem nachhaltigen Referenzzustand. Massnahmen zur Sedimentanreicherung, bei denen die Revitalisierung von Laichhabitaten im Vordergrund steht, können kurzfristig positive lokale Wirkungen erzielen. Diese Art von Massnahmen kann in Fliessgewässerabschnitten mit hydromorphologischen Einschränkungen, wie z. B. Restwasserstrecken, angewandt werden. Die Wirkungen sind jedoch möglicherweise nur von kürzerer Dauer.

#### Geschiebesanierung

Die Sedimentanreicherung zwecks Geschiebesanierung wird meistens oberstrom eines langen, durchgängigen Gewässerabschnitts mit bedeutendem ökologischem Potenzial und ausreichenden hydromorphologischen Prozessen durchgeführt, um einen kontinuierlichen Geschiebetransport zu gewährleisten. Die Korngrössenverteilung und das Volumen sollten dem Geschiebematerial und dem Geschiebedefizit des Fliessgewässers entsprechen (Schälchli und Kirchhofer 2012). Das Material kann aus Geschiebesammlern, Stauseen oder Kiesgruben stammen. Um eine starke Trübung und Kolmation zu vermeiden, sollte der Anteil an Sedimenten, die kleiner sind als feiner Kies, oder an organischem Material höchstens 12–14 Prozent betragen (Kondolf 2000). Die Verbindung von Sedimentschüttungen mit natürlichen oder künstlichen Hochwassern hat sich als kosteneffiziente Massnahme zur Sanierung des Geschiebehaushalts bewährt (BAFU 2017a). Ein wichtiges Platzierungskriterium für die effiziente Mobilisierung ist die Gerinnemorphologie: Sie wirkt sich auf hydraulische Parameter wie Transportvermögen, Abflussverhältnisse und Staukurve aus. Kriterien wie Hochwasserschutz, Infrastruktur und Zugänglichkeit stellen eventuell weitere Einschränkungen dar (BAFU 2017a). Der ausgewählte Zeitraum sollte ausserhalb der Laichzeit und idealerweise vor dem saisonalen Spitzenabfluss liegen. Wenn der Sedimenttransport über Jahrzehnte beeinträchtigt war, kann eine jährliche Wiederholung der Sedimentanreicherung – auch je nach dem Verhältnis von zugeführtem Volumen und jährlichem Geschiebedefizit – erforderlich sein. Im Falle von räumlichen Einschränkungen für eine Sedimentanreicherung ist es womöglich billiger, die Massnahme alle zwei bis drei Jahre zu wiederholen.

Abbildung 53

Renaturierungsziele von Massnahmen zur Sedimentanreicherung auf verschiedenen zeitlichen und räumlichen Wirkungsebenen.



Quelle: EPFL

### *Förderung der Gerinnedynamik*

Bei ausreichender Auflandung im aktiven Gerinne wird die Geschiebefracht womöglich zum treibenden Faktor für die seitliche Mobilität (Rachelly *et al.* 2018). Die Sedimentanreicherung kann daher zur Förderung der Gerinnedynamik, z. B. für dynamische Gerinneaufweitungen, eingesetzt werden. Wenn das Fliessgewässer u. a. durch die Entfernung von Ufersicherungen genügend Raum erhält, verstärkt die Sedimentanreicherung die Ufererosion und verbessert damit die laterale Vernetzung. Beim zugeführten Sediment kann es sich um eine natürliche Sedimentmischung handeln. Um die hydromorphologischen Prozesse für eine signifikante Gerinnedynamik auszulösen, sind hohe Abflussspitzen erforderlich.

### *Optimierung der Sohlenstruktur*

Die longitudinale Flussbettstruktur in natürlichen kiesführenden Flüssen des Schweizer Mittellandes ist durch eine Abfolge von Kolken, Schnellen und Furten gekennzeichnet. In Fliessgewässerabschnitten, in denen der Geschiebetransport und die Gerinnedynamik stark beeinträchtigt sind, z. B. in Restwasserstrecken, kann die Sedimentanreicherung in Form von Schüttungen die strukturelle Vielfalt lokal verbessern (Schroff *et al.* 2021). Mit dem direkten Sedimenteintrag lässt sich auch die gewünschte Sohlenform erzielen. Rachelly *et al.* (2021) gehen davon aus, dass bei gewundenen, kiesführenden Flüssen mit Uferbefestigung die morphologische Aktivität hauptsächlich von der Grössenordnung der Sedimentanreicherung und vom Abfluss abhängt. Dagegen beeinflussen kleine Änderungen der Korngrössenverteilung des zugeführten Materials die Reaktion des Gerinnes nur unerheblich. Wie oft Sediment zugeführt wird, sollte deshalb von der morphologischen Entwicklung des Fliessgewässersystems abhängen.

### *Schaffung eines (Laich)-Habitats im Interstitial*

Falls das Hauptziel die Schaffung von Laichhabitaten ist, ist die Sedimentanreicherung entsprechend zu planen. Die charakteristische Korngrösse sollte entsprechend den Anforderungen der dominierenden Fischarten bzw. der Zielfischarten an das Laichsubstrat gewählt werden (s. Kap. 7; Dubuis *et al.* 2023; Kap. 8; Takatsu *et al.* 2023). Dabei ist auch das natürlich vorkommende Substrat des Gewässertyps zu berücksichtigen. Bachforellen (*Salmo trutta fario*) bevorzugen z. B. eine Korngrösse von 2–5 cm (Breitenstein und Kirchhofer 2010).

Das notwendige Volumen für die Sedimentanreicherung kann über das Volumen des fehlenden Laichsubstrats geschätzt werden. Die Zugabestelle sollte dabei die Präferenzen der Zielarten betreffend der Fliessgeschwindigkeit, Fliesstiefe und Laichtiefe berücksichtigen. Durch den direkten Sedimenteintrag können ideale Sohlformen geschaffen werden, die sich gut als Laichplätze für kieslaichende Fische eignen (Pulg *et al.* 2013). Eine indirekte Zugabe aus Schüttungen lässt sich ebenfalls realisieren. Wegen der generell feinen Korngrösse sind dafür nur kleine Hochwasserereignisse erforderlich. Die erwarteten Transport- und Ablagerungsprozesse müssen sorgfältig geplant werden. Bei richtiger Planung kann ein ausreichender Transport von Laichsubstrat zu den potenziellen Laichplätzen gewährleistet werden. Wie bei jeder Massnahme zur Sedimentanreicherung müssen die Auswirkungen auf den Hochwasserschutz und den Grundwasserhaushalt eingeschätzt und minimiert werden. Um langfristig einen positiven Einfluss auf die Reproduktionsraten zu gewährleisten, kann eine jährliche Wiederholung der Sedimentanreicherung erforderlich sein. Der ideale Zeitpunkt für die Schaffung von Laichhabitaten durch Laichsubstratanreicherung liegt im Spätsommer bis Herbst, d. h. zwischen den Fortpflanzungszeiten von Cypriniden und Salmoniden (Breitenstein und Kirchhofer 2010). Die optimale Häufigkeit hängt von der Erosion der Ablagerung und von der Kolmation ab.

## 9.3 Prozessgrundlagen

### 9.3.1 Physikalische Experimente

Im Rahmen des Forschungsprojekts «Geschiebe- und Habitatsdynamik» konnte die Planung von Sedimentanreicherungen optimiert werden: Untersucht wurden typische Erosions-, Transport- und Ablagerungsmuster (Friedl *et al.* 2017). Im folgenden Abschnitt wird die Fortsetzung eines Laborversuchs mit Modellgerinne beschrieben, mit dem der Einfluss der bestehenden Makrosohlenformen und die Dauerhaftigkeit der neuen Mesosohlenformen untersucht wurden.

#### *Beschreibung des Experiments*

Im Labor des Forschungsinstituts PL-LCH der EPFL wurde ein gerades Gerinne mit 34 m Länge und variablem Gefälle gebaut (Abb. 54, 55). Das Modellgerinne weist einen trapezförmigen Querschnitt und zwei Abschnitte

mit unterschiedlicher Sohlenbreite auf. Der flussaufwärts gelegene Abschnitt mit festem Sohlenmaterial besitzt eine einheitliche Gerinnebreite von 0,5 m. Im flussabwärts gelegenen Abschnitt verbreitert sich das Gerinne auf maximal 0,75 m und enthält bewegliches Material. Das feste Sohlenmaterial besteht aus einer Grobsedimentmischung (Korngrösse 4–16 mm). Es stellt eine Gewässersohle mit einer Deckschicht dar und ist rot gefärbt. Das Sediment der befestigten Sohle wurde basierend auf Scan-Tests so ausgewählt, dass die Sohle eine hydraulische Rauigkeit von  $K_{ST} = 34 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$  besitzt. Das mobile Sohlenmaterial im breiteren Abschnitt weist eine feinere Korngrössenverteilung auf (4–8 mm). Das angereicherte Sediment besteht aus verschiedenen Mischungen und wird in Form von vier wechselseitigen Schüttungen gemäss Battisacco *et al.* (2016) eingetragen (Abb. 55b): Das angereicherte Volumen ( $0,21 \text{ m}^3$ ) entspricht insgesamt 100 % der Transportkapazität der simulierten bettbildenden Hochwasserereignisse ( $HQ_2$ , 8 Std.) für das durchschnittliche Gefälle des Gerinnes.

Das Gefälle des Gerinnes ist in verschiedene Abschnitte aufgeteilt, welche jeweils einer Sohlenstruktur nach Definition aus der Praxisdokumentation des BAFU zur Wirkungskontrolle von Fliessgewässerrevitalisierungen (Weber *et al.* 2019) entsprechen (Abb. 55a). Die Sequenz der repräsentierten Sohlenstrukturen wurde an der Restwasserstrecke der Saane im Kanton Freiburg kartiert (Schroff *et al.* 2021), flussabwärts der 2016 durchgeführten Sedimentanreicherung (Stähly *et al.* 2020).

Ziel des Experiments war es, optimale Planungskriterien für die Sedimentanreicherung in Form von Schüttungen zur Verbesserung der Sohlenstruktur zu finden (s. Kap. 9.2.3).

#### Sohlenstrukturen

Die Änderung von Gefälle und Querschnitt beeinflussen die hydraulischen Bedingungen entlang des Gerinnes. Ein Anstieg des Sohlenniveaus (in Fliessrichtung) bewirkt die Ausbildung einer Staukurve. Die für die Sedimentmobilisierung erforderlichen sohlennahen Geschwindigkeiten und Sohlenschubspannungen werden stark reduziert. Mit ansteigender Gewässersohle (Furt) nimmt die Wassertiefe ab, und die Strömung wird aufgrund des reduzierten Strömungsquerschnitts schneller. Bei gleichem Spitzenabfluss werden bei der Furt eingetragene Sedimentschüttungen

deutlich schneller erodiert und aus der Schüttungszone abtransportiert (89 % des angereicherten Volumens; Abb. 55b, Typ 2) als im Gleitrinnenabschnitt flussaufwärts eingetragene Schüttungen (46 %; Abb. 55b, Typ 1).

Mit zunehmendem Gefälle im Unterlauf der Furt (Schnelle, Gefälle 5,5 ‰) nehmen die Geschwindigkeiten und die Sohlenschubspannungen weiter zu. Sedimenttransport und -ablagerung im Abschnitt der Schnelle werden durch Ausmass, Form und Dauer der Hochwasserganglinie bestimmt. Bei einer ansteigenden symmetrischen Hochwasserganglinie finden auf einer Strecke, die 10 Gerinnebreiten entspricht, vermehrte Ablagerungen statt (Abb. 56). Wechselseitige Schüttungen mit einem hohen Blockierverhältnis (Anteil der benetzten Querschnittsfläche, der durch die Schüttung blockiert wird, in diesem Fall 1/3) führen zu einer starken Ablenkung der Strömung und der Ablagerungsfront zu einer Fliessgewässerseite.

#### Abbildung 54

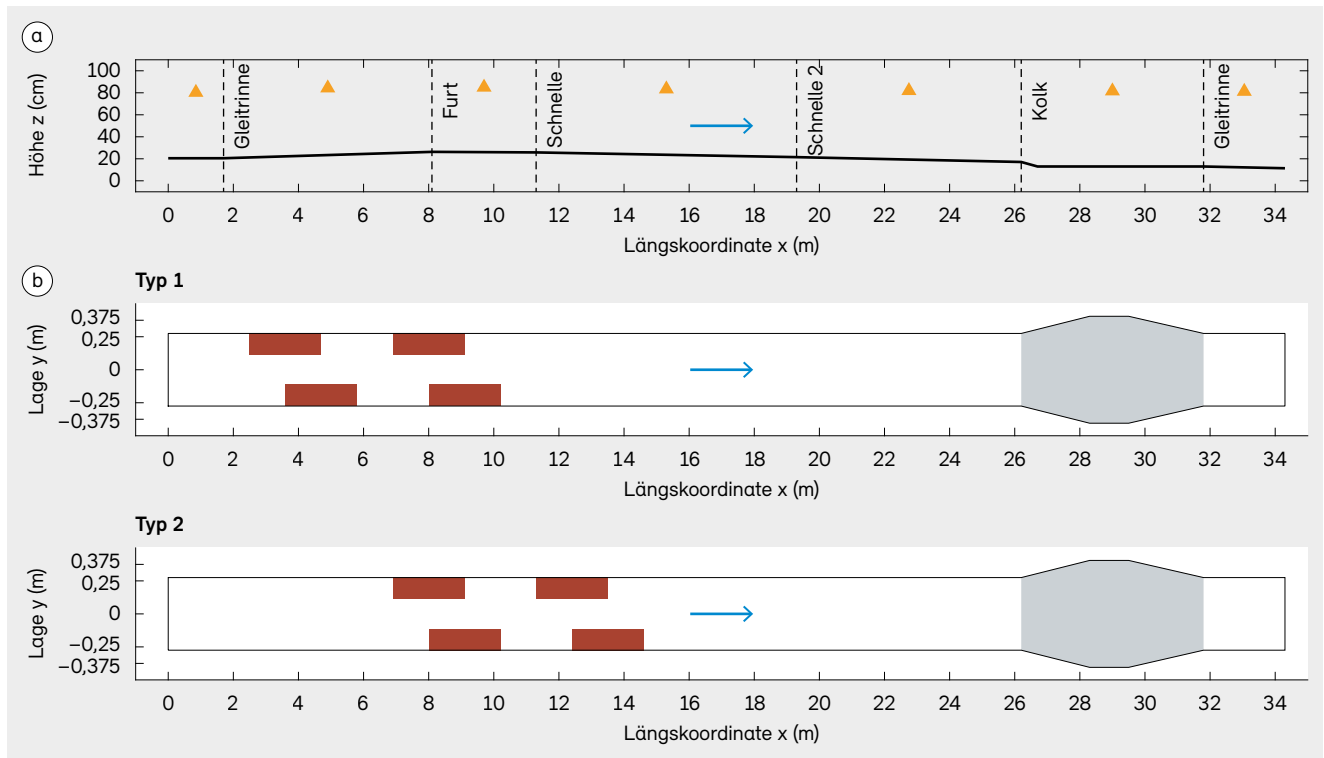
Foto eines morphologischen Modellgerinnes mit Schüttungen zur Sedimentanreicherung im Labor des Forschungsinstituts PL-LCH der EPFL.



Foto: C. Mörtl, © PL-LCH

**Abbildung 55**

(a) Längsprofil des Modellgerinnes: Darstellung der Abschnitte verschiedener Sohlenstrukturen und Positionen der Wasserstandssensoren (gelbe Dreiecke). (b) Draufsicht der Gerinnesohle: Darstellung der beiden Positionen, an denen Schüttungen eingetragen werden (rote Quadrate), und des erodierbaren Sohlenbereichs (graue Fläche) im aufgeweiteten Querschnitt.



Quelle: EPFL

Beim Absinken der Ganglinie entstehen in einem Abstand von 10 bis 20 Gerinnebreiten zur Schüttungszone im steileren Gefälle (Schnelle 2, 7,0 ‰) neue Sohlenformen.

In kiesführenden Flüssen entstehen Kolke normalerweise flussabwärts von Schnellen. Sie wirken als Sedimentrückhaltebecken, die sporadisch Sedimentwellen speichern und ausstossen, und gelten damit als wesentlicher Bestandteil bei der Freisetzung von Sedimentpulsen (Dhont und Ancey 2018). Im Laborexperiment wurde das meiste mobilisierte Material nach dem ersten und zweiten aufeinanderfolgenden Hochwasserereignis im Kolk abgelagert (63 % und 73 %). Der weiter flussabwärts verlagerte oder ausgespülte Anteil war in beiden Fällen vernachlässigbar. Im Gegensatz dazu zeigten Transponder in den angereicherten Sedimenten im Restwasserabschnitt der Saane einen beträchtlich hohen Transport durch einen grossen Kolk und Ablagerungen in dessen Unterwasser

(Stähly *et al.* 2020). Dies deutet darauf hin, dass mikromorphologische Merkmale, Uferrauheit und hydraulische Heterogenitäten, wie z. B. Sekundärströmungen, bei einem einzigen Hochwasserereignis den Transport über Kolke erheblich verstärken können. Gleichwohl verringern flussabwärts von Sedimentanreicherungen gelegene Kolke (< 20 Gerinnebreiten) die Wirkungsdauer, bis Sediment aus wiederholten Zugaben oder natürlicher Zufuhr den Kolk ausreichend auffüllt, um einen neuen Sedimentpuls auszulösen.

#### Dauerhaftigkeit der Sohlenformen

Die Dauerhaftigkeit der aus Schüttungen neu geschaffenen Sohlenformen wurde in Versuchen mit aufeinanderfolgenden Hochwasserereignissen mit identischen Hochwasserganglinien evaluiert. Der Deckschichtanteil nahm nach zwei Hochwasserereignissen signifikant ab (8,3 %) (nach nur einem Hochwasserereignis: 22,5 %) (Abb. 57).

Bis auf einen Grossteil der am weitesten flussaufwärts gelegenen Schüttungen wurden alle Schüttungen in den beiden Hochwasserereignissen erodiert und zumindest teilweise mobilisiert. Unmittelbar unterhalb der ursprünglichen Schüttungspositionen (< 5 Gerinnebreiten) wies die Sohlenform die höchste Beständigkeit auf. Längs verlaufende Sohlenformen in Ufernähe waren beständiger als quer verlaufende Sohlenformen in der Mitte des Gerinnes. Die Ergebnisse des Laborexperiments deuten darauf hin, dass nach jedem grösseren bettbildenden Hochwasserereignis (~HQ<sub>2</sub>) erneut Sediment zugeführt werden sollte, um die Sohlenstruktur auf einer statischen Deckschicht im nahen Unterlauf aufzuwerten (< 20 Gerinnebreiten). Dabei sollte ein Schüttungsvolumen von bis zu 100 % der entsprechenden Transportkapazität erneut zugeführt werden. Abflussereignisse mit geringerem Spitzenabfluss wirken sich kaum auf neu geschaffene Sohlenformen aus.

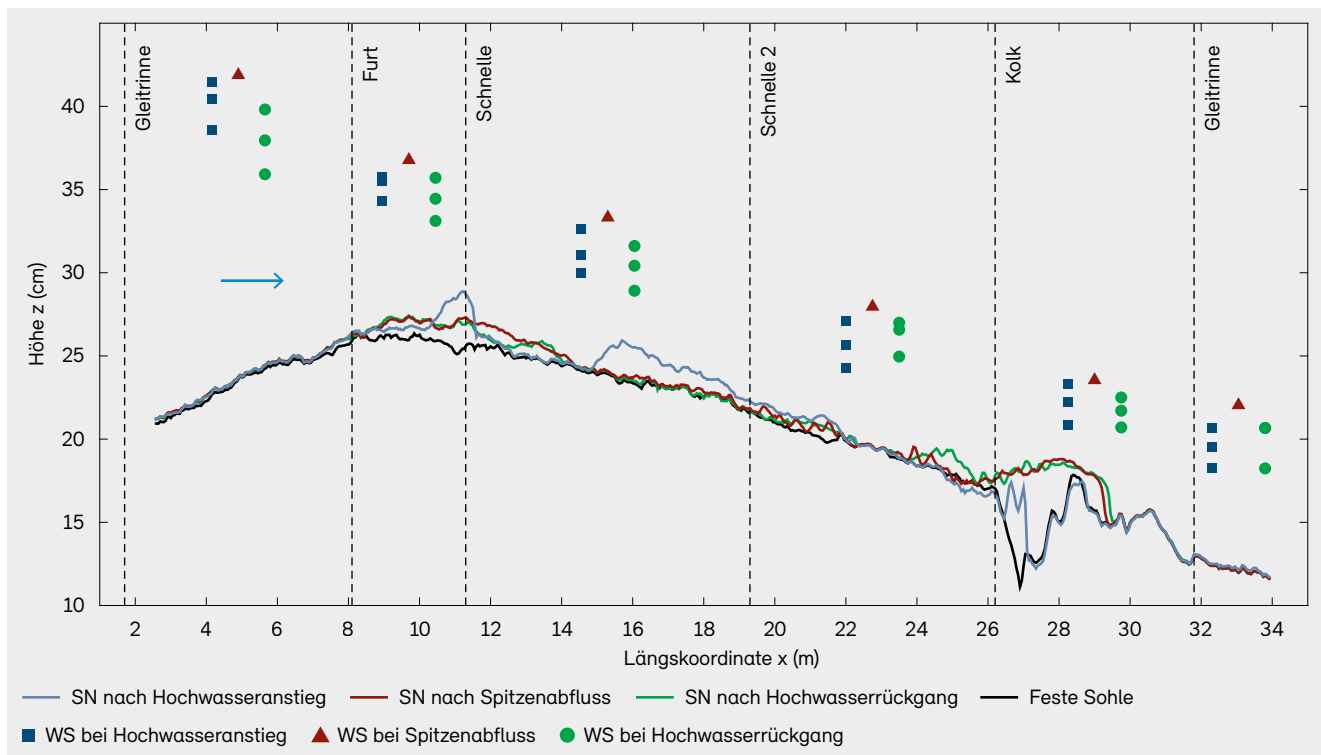
### 9.4 Wirkungskontrolle

Die Wirkung einer Sedimentanreicherung lässt sich mit mehreren standardisierten Evaluationsmethoden objektiv beurteilen. Leitlinien und standardisierte Methoden gewährleisten die Vergleichbarkeit und erleichtern projektübergreifendes Lernen. Die geeignete Methode hängt vom Kontext der jeweiligen Massnahme und von den Zielen der Renaturierung ab. In der Schweiz werden für Massnahmen zur Sanierung des Geschiebehaushalts und zur Revitalisierung von Fliessgewässern Wirkungskontrollen verlangt (Art. 42c und 49 der Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998, GSchV; SR 814.201).

Eine im Jahr 2019 vom BAFU veröffentlichte Praxisdokumentation beschreibt ein Standardverfahren für die Wirkungskontrolle von Projekten zur Revitalisierung von Fliessgewässern (Weber et al. 2019). Ähnliche Unterlagen

Abbildung 56

Längsprofil des Modellgerinnes mit Messungen des Sohlenniveaus (SN) und der Wasserspiegellinie (WS) in verschiedenen Phasen einer symmetrischen Hochwasserganglinie (Anstieg, Spitzenabfluss, Rückgang). Die SN-Messungen stellen die mittlere Sohlenhöhe eines 18 cm breiten Längsstreifens (Abstand zwischen den Schüttungen) entlang der Mittelachse des Modellgerinnes dar.



Quelle: EPFL



für Projekte zur Sanierung des Geschiebehaushalts werden derzeit ausgearbeitet und liegen bereits als Entwurf vor. In beiden Unterlagen basiert die Wirkungskontrolle auf dem Vorher-Nachher-Vergleich relevanter Merkmale des betroffenen Fließgewässerabschnitts.

*Sanierung des Geschiebehaushalts*

Hauptziel der Sanierung des Geschiebehaushalts ist die Wiederherstellung typischer, naturnaher morphologischer Strukturen und Dynamiken (Schälchli und Kirchhofer 2012). In der Wirkungskontrolle von Massnahmen zur Sanierung des Geschiebehaushalts beruht die zielorientierte Bewertung auf sechs abiotischen Indikatoren (Gerinneform, Ausdehnung von Geschiebeablagerungen, Substrattypen, innere Kolmation, Veränderung der Höhenlage des Talwegs und Veränderung der mittleren Sohlenlage). Die abiotischen

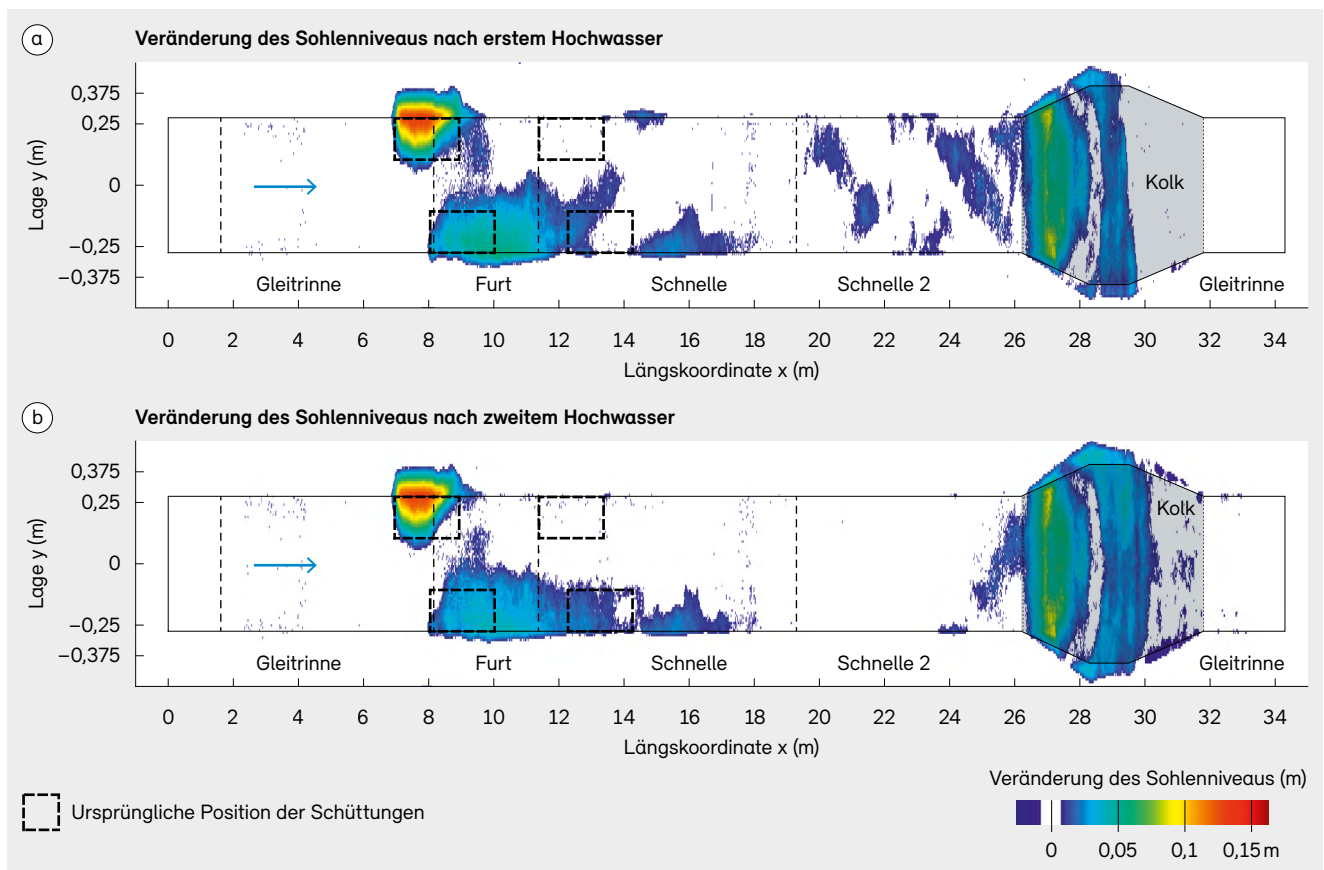
Indikatoren können durch biotische Kennzahlen ergänzt werden, wobei der Schwerpunkt auf der Fischfauna liegt. Daneben sollte der effektive Einfluss der Sanierungsmassnahme auf den mittleren jährlichen Geschiebehaushalt der Fließgewässerstrecke abgeschätzt werden.

*Revitalisierung von Fließgewässern*

Die Praxisdokumentation für die Wirkungskontrolle der von Fließgewässerrevitalisierungen umfasst 22 Indikatoren, die in 10 Indikator-Sets gruppiert sind (Weber et al. 2019). Jedes Indikator-Set steht für ein typisches Revitalisierungsziel. Indikator-Set 1 (Habitatvielfalt) umfasst sechs ökomorphologische Indikatoren: Sohlenstruktur, Uferstruktur, Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Unterstandsangebot und Substrat. Das Indikator-Set 1 bildet die obligatorische Basis für die Wirkungskontrolle

**Abbildung 57**

Draufsicht der Veränderung nach (a) dem ersten und (b) dem zweiten aufeinanderfolgenden Hochwasserereignis mit identischer Hochwasserganglinie nach einer einzigen Massnahme zur Sedimentanreicherung. Die gestrichelten Kästchen zeigen die ursprüngliche Position der Schüttungen.



Quelle: EPFL

eines Revitalisierungsprojekts (Weber *et al.* 2019). Neben dem Indikator-Set 1 ist auch Indikator-Set 2 (Dynamik) sehr relevant und als Bewertungsinstrument für Sedimentanreicherungen geeignet. Ein funktionierender Geschiebehauhalt hängt direkt mit dessen drei Indikatoren Dynamik

Sohlenstruktur, Dynamik Uferstruktur und Veränderung Sohlenlage zusammen. Die Eignung der übrigen abiotischen und biotischen Indikator-Sets, z. B. Indikator-Set 7 (Fische), ist im Einzelfall auch unter Berücksichtigung der Revitalisierungsziele zu beurteilen.

### **Box 12: In der Praxis – Planung: Ziele und Schlüsselfragen**

*Sandro Rittler, Holinger AG*

Bei der Planung von Massnahmen zur Sicherstellung der Sedimentkontinuität und -anreicherung stehen fünf Fragen im Vordergrund: Wo, wie und wann sollte das Sediment eingetragen werden? Welche Qualität und Quantität von Sediment sollte verwendet werden?

#### **Definition der Ziele**

Zur Beantwortung dieser Fragen muss der Ist-Zustand punkto Hochwassersicherheit und Ökologie genau untersucht werden. Anschliessend werden Ziele für den Soll-Zustand nach der Durchführung der Massnahmen zur Sedimentanreicherung definiert. Die Ziele betreffen z. B. das Erreichen eines weitgehend ausgeglichenen Geschiebehauhalts, die Verhinderung von Auskolkung und die Schaffung neuer Habitate und Laichplätze. Wie bei den Revitalisierungsprojekten werden Zielfischarten festgelegt. Für diese wird das als Laichsubstrat optimal geeignete Sediment ausgewählt.

#### **Schlüsselfragen**

Wo und wie: Während eines Hochwasserereignisses sollten bestehende Verengungen im Gerinne durch Sedimentablagerungen nicht noch verschärft werden. Bei der Planung einer Sedimentschüttung müssen zudem Wasserbauwerke, wie z. B. Kraftwerke, und

Rahmenbedingungen, wie z. B. Rohrleitungen und die Freizeitnutzung, berücksichtigt werden. Ist ein geeigneter Standort gefunden, muss der Zugang zum Fließgewässer gewährleistet sein. Naturschutzobjekte dürfen nicht beeinträchtigt werden. Bei der Schüttung ist auf eine gleichmässige und kontrollierte Sedimentanreicherung zu achten, um das System nicht zu überlasten. Der Ort der Sedimentschüttung muss logistisch bewältigbar sein.

Quantität und Qualität: Die für den Gleichgewichtszustand erforderliche Sedimentmenge hängt von der Transportkapazität und den verfügbaren Sedimenten ab. Die Sedimentquantität und -qualität kann ausserdem die Trübung im Unterlauf beeinflussen. Generell wird eine geringe, aber regelmässige Sedimentanreicherung empfohlen. Mit Blick auf die Nachhaltigkeit sollte das Sediment aus demselben Einzugsgebiet stammen.

Wann und wie: Bei der Bestimmung des Zeitpunkts der Sedimentanreicherung sind Aspekte wie Hochwasserschutz, aquatische Fauna und Vegetation zu berücksichtigen. Anhand von Pilotstudien können Erfahrungen mit Unsicherheitsfaktoren und möglichen Risiken gesammelt werden, um den bestmöglichen Zeitpunkt zu ermitteln. Letztlich muss bei der Planung von Massnahmen zur Sicherstellung der Sedimentkontinuität und -anreicherung ein optimales Gleichgewicht zwischen den Aspekten des Hochwasserschutzes und der Ökologie erzielt werden.

## 10 Literaturverzeichnis

- Aas Ø., Einum S., Klemetsen A., Skurdal J. 2011. Atlantic salmon ecology. Wiley-Blackwell, Oxford. DOI: 10.1002/9781444327755
- Aerne L. 2020. Links between substrate structure, aquatic invertebrate communities and brown trout ecology: a case study within and among Swiss streams. Masterarbeit, Universität Zürich, Zürich.
- Armstrong J.D., Kemp P.S., Kennedy G.J.A., Ladle M., Milner M.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62(2): 143–170. DOI: 10.1016/S0165-7836(02)00160-1
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) (Hrsg.) 2005. Empfehlung. Raumplanung und Naturgefahren. *Vollzug Umwelt*, VU-7516-E, BAFU, Bern: 50 S.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) (Hrsg.) 2012. Erkenntnisse aus dem Projekt Integrales Flussgebietsmanagement. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. *Umwelt-Wissen*, UW-1211-D, BAFU, Bern: 58 S.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) (Hrsg.) 2017a. Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. *Umwelt-Wissen*, UW-1708-D, BAFU, Bern: 85 S.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) (Hrsg.) 2017b. Aktionsplan des Bundesrates. Aktionsplan Strategie Biodiversität Schweiz BAFU, Bern: 53 S.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) 2018. Struktur und Morphologie der Fliessgewässer. BAFU, 20.8.2018. [www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-der-fliessgewaesser/struktur-und-morphologie-der-fliessgewaesser.html](http://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-der-fliessgewaesser/struktur-und-morphologie-der-fliessgewaesser.html)
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) 2021a. Bausteine für die Ökologische Infrastruktur. Technischer Bericht der Analysen von InfoSpecies.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) (Hrsg.) 2021b. Auswirkungen des Klimawandels auf die Schweizer Gewässer. Hydrologie, Gewässerökologie und Wasservirtschaft. *Umwelt-Wissen*, UW-2101-D. BAFU, Bern: 134 S.
- Baptista M., Valcarcel R. 2018. Renaturalizing floodplains. *Journal of Water Resource and Protection*, 10: 533–537. DOI: 10.4236/jwarp.2018.105029
- Battisacco E., Franca M.J., Schleiss A.J. 2016. Sediment replenishment: influence of the geometrical configuration on the morphological evolution of channel-bed. *Water Resources Research*, 52(11): 8879–8894. DOI: 10.1002/2016WR019157
- Baxter C.V., Fausch K.D., Saunders W.C. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*, 50(2): 201–220. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x
- Baxter R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 255–283. DOI: 10.1146/annurev.es.08.110177.001351
- Bo T., Fenoglio S., Malacarne G., Pessino M., Sgariboldi F. 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. *Limnologica*, 37(2): 186–192. DOI: 10.1016/j.limno.2007.01.002
- Boano F., Harvey J.W., Marion A., Packman A.I., Revelli R., Ridolfi L., Wörman A. 2014. Hyporheic flow and transport processes: mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Reviews of Geophysics*, 52(4): 603–679. DOI: 10.1002/2012RG000417
- Bollrich G. 2013. Technische Hydromechanik 1: Grundlagen (7. Auflage). Beuth Verlag GmbH, Berlin. ISBN: 9783410291695
- Breitenmoser T. 2014. Flechtenvorkommen in Grauerlenauen im Kanton Graubünden. Bachelorarbeit. ETH Zürich, Zürich.

- Breitenstein M., Kirchhofer A. 2010. Förderung der lithophilephilen Fischarten der Schweiz, Factsheets zu Biologie und Förderungsmassnahmen. Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU), Bern: 52 S.
- Brodersen, J., Hellmann, J., Seehausen, O. 2023. Erhebung der Fischbiodiversität in Schweizer Fliessgewässern. Progetto Fiumi. Schlussbericht.
- Brown B.L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*, 6(4): 316–325. DOI: 10.1046/j.1461-0248.2003.00431.x
- Brunke M., Gonser T. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37(1): 1–33. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1997.00143.x
- Bühlmann M., Boes R.M. 2014. Lateral flood discharge at rivers: concepts and challenges. In: Schleiss A.J., De Cesare G., Franca M.J., Pfister M. (Hrsg.). *River Flow 2014: Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on Fluvial Hydraulics*. Lausanne, Schweiz, 3.–5. September 2014. CRC Press, London: 1799–1806. ISBN: 9781138026742
- Burdon F.J., Harding J.S. 2008. The linkage between riparian predators and aquatic insects across a streamresource spectrum. *Freshwater Biology*, 53(2): 330–346. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01897.x
- Buxton T.H. 2018. Flume simulations of salmon bioturbation effects on critical shear stress and bedload transport in rivers. *River Research and Applications*, 34(4): 357–371. DOI: 10.1002/rra.3250
- Caponi F., Siviglia A. 2018. Numerical modeling of plant root controls on gravel bed river morphodynamics. *Geophysical Research Letters*, 45(17): 9013–9023. DOI: 10.1029/2018GL078696
- Carling P.A. 1984. Deposition of fine and coarse sand in an open-work gravel bed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(2): 263–270. DOI: 10.1139/f84-030
- Castro J.M., Thorne C.R. 2019. The stream evolution triangle: integrating geology, hydrology, and biology. *River Research and Applications*, 35(4): 315–326. DOI: 10.1002/rra.3421
- Chari L.D., Richoux N.B., Moyo S., Villet M.H. 2020. Dietary fatty acids of spiders reveal spatial and temporal variations in aquatic-terrestrial linkages. *Food Webs* 24: e00152. DOI: 10.1016/j.fooweb.2020.e00152
- Chen S., Chen B., Fath B.D. 2015. Assessing the cumulative environmental impact of hydropower construction on river systems based on energy network model. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42: 78–92. DOI: 10.1016/j.rser.2014.10.017
- Cui Y., Wooster J.K., Baker P.F., Dusterhoff S.R. 2008. Theory of fine sediment infiltration into immobile gravel bed. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(10): 1421. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:10(1421)
- Cunningham A.B., Anderson C.J., Bouwer H. 1987. Effects of sediment-laden flow on channel bed clogging. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113(1): 106–118. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(1987)113:1(106)
- De Marchi G. 1934. Saggio di teoria di funzionamento degli stramazzi laterali. *L'Energia Elettrica*, 11(11): 849–860.
- Delarze R., Gonseth Y. 2015. *Lebensräume der Schweiz: Ökologie, Gefährdung, Kennarten* (3. Auflage). Ott, Thun. 456 S. ISBN 9783722501499
- Dhont B., Ancey C. 2018. Are bedload transport pulses in gravel bed rivers created by bar migration or sediment waves? *Geophysical Research Letters*, 45(11): 5501–5508. DOI: 10.1029/2018GL077792
- Di Bacco M., Scorzini A.R. 2019. Are we correctly using discharge coefficients for side weirs? Insights from a numerical investigation. *Water*, 11(12): 2585. DOI: 10.3390/w11122585
- Dole-Olivier M.J., Marmonier P., Befly J.L. 1997. Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium? *Freshwater Biology*, 37: 257–276. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1997.00140.x

- Dymytrova L., Stofer S., Ginzler C., Breiner F.T., Scheidegger C. 2016. Forest-structure data improve distribution models of threatened habitat specialists: implications for conservation of epiphytic lichens in forest landscapes. *Biological Conservation*, 196: 31–38. DOI: [10.1016/j.biocon.2016.01.030](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.030)
- Ecohydraulic Engineering GmbH. 2019. Applications of the CASiMiR Model. Abgerufen von [www.casimir-software.de/ENG/veg\\_eng.html](http://www.casimir-software.de/ENG/veg_eng.html)
- Einum S., Fleming I.A. 1999. Maternal effects of egg size in brown trout (*Salmo trutta*): norms of reaction to environmental quality. *Proceedings of the Royal Society of London Series. B: Biological Sciences*, 266: 2095–2100. DOI: [10.1098/rspb.1999.0893](https://doi.org/10.1098/rspb.1999.0893)
- Extence C.A., Chadd R.P., England J., Dunbar M.J., Wood P.J., Taylor E.D. 2013. The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Research and Applications*, 29(1): 17–55. DOI: [10.1002/rra.1569](https://doi.org/10.1002/rra.1569)
- Facchini M. 2017. Downstream morphological effects of Sediment Bypass Tunnels. In: Boes R.M. (Hrsg.). *VAW-Mitteilungen 243*. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), ETH Zürich, Zürich.
- Fetzer J., Holzner M., Plötze M., Furrer G. 2017. Clogging of an Alpine streambed by silt-sized particles – insights from laboratory and field experiments. *Water Research*, 126: 60–69. DOI: [10.1016/j.watres.2017.09.015](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.015)
- Fink S., Belser A., Juez C., Scheidegger C., Weber C., Vetsch D. 2018. «Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung», ein Projekt im Forschungsprogramm. *Natur + Landschaft, Inside*, 4: 27–32.
- Fink S., Gross A., Senn-Irllet B., Scheidegger C. 2021. Citizen science data predict high potential for macrofungal refugia outside protected riparian areas. *Fungal Ecology*, 49: 100981. DOI: [10.1016/j.funeco.2020.100981](https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.100981)
- Fink S., Lanz T., Stecher R., Scheidegger C. 2017. Colonization potential of an endangered riparian shrub species. *Biodiversity and Conservation*, 26(9): 2099–2114. DOI: [10.1007/s10531-017-1347-3](https://doi.org/10.1007/s10531-017-1347-3)
- Fox A., Packman A.I., Boano F., Phillips C.B., Arnon S. 2018. Interactions between suspended kaolinite deposition and hyporheic exchange flux under losing and gaining flow conditions. *Geophysical Research Letters*, 45(9): 4077–4085. DOI: [10.1029/2018GL077951](https://doi.org/10.1029/2018GL077951)
- Friedl F., Battsacco E., Vonwiller L., Fink S., Vetsch D., Weitbrecht V., Franca M.J., Scheidegger C., Boes R., Schleiss A. 2017. Geschiebeschüttungen und Ufererosion. In: Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. *Umwelt-Wissen*, UW-1708-D, BAFU, Bern: 77–84.
- Fries J.S., Taghon G.L. 2010. Particle fluxes into permeable sediments: comparison of mechanisms mediating deposition. *Journal of Hydraulic Engineering*, 136(4): 214–221. DOI: [10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000169](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000169)
- Fritz K.A., Kirschman L.J., McCay S.D., Trushenski J.T., Warne R.W., Whiles M.R. 2017. Subsidies of essential nutrients from aquatic environments correlate with immune function in terrestrial consumers. *Freshwater Science*, 36(4): 893–900. DOI: [10.1086/694451](https://doi.org/10.1086/694451)
- Gibson S., Abraham D., Heath R., Schoellhamer D. 2009. Vertical gradational variability of fines deposited in a gravel framework. *Sedimentology*, 56(3): 661–676. DOI: [10.1111/j.1365-3091.2008.00991.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2008.00991.x)
- Giesecke J., Heimerl S., Mosonyi E. 2014. Wasserkraftanlagen. Planung, Bau und Betrieb (6. Auflage). Springer-Verlag, Berlin: 940 S. DOI: [10.1007/978-3-662-10859-8](https://doi.org/10.1007/978-3-662-10859-8)
- Gladyshev M., Arts M., Sushchik N. 2009. Preliminary estimates of the export of omega-3 highly unsaturated fatty acids (EPA+DHA) from aquatic to terrestrial ecosystems. In: Kainz M., Brett M., Arts M. (Hrsg.). *Lipids in Aquatic Ecosystems*. Springer, New York, NY. DOI: [10.1007/978-0-387-89366-2\\_8](https://doi.org/10.1007/978-0-387-89366-2_8)
- Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Makhutova O.N. 2013. Production of EPA and DHA in aquatic ecosystems and their transfer to the land. *Prostaglandins and Other Lipid Mediators*, 107: 117–126. DOI: [10.1016/j.prostaglandins.2013.03.002](https://doi.org/10.1016/j.prostaglandins.2013.03.002)

- Guisan A., Thuiller W., Zimmermann N.E. 2017. Habitat suitability and distribution models: with Applications in R. Cambridge University Press, Cambridge: 462 S. DOI: [10.1017/9781139028271](https://doi.org/10.1017/9781139028271)
- Guthruf J. (2014) Arbeitshilfe zur Messung der inneren Kolmation. Im Auftrag des Renaturierungsfonds des Kantons Bern: 14 S.
- Hager W.H. 1987. Lateral outflow over side weirs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 113(4): 491–504. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1987\)113:4\(491\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1987)113:4(491))
- Hager W.H. 2010. Wastewater Hydraulics, Theory and Practice (2. Auflage). Springer, Heidelberg: 660 S. DOI: [10.1007/978-3-642-11383-3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-11383-3)
- Harwood J.L. 1996. Recent advances in the biosynthesis of plant fatty acids. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1301(1–2): 7–56. DOI: [10.1016/0005-2760\(95\)00242-1](https://doi.org/10.1016/0005-2760(95)00242-1)
- Hauer C., Holzapfel P., Tonolla D., Habersack H., Zolezzi G. 2019. In situ measurements of fine sediment infiltration (FSI) in gravel-bed rivers with a hydropeaking flow regime. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(2): 433–448. DOI: [10.1002/esp.4505](https://doi.org/10.1002/esp.4505)
- Hixson S.M., Sharma B., Kainz M.J., Wacker A., Arts M.T. 2015. Production, distribution, and abundance of long-chain omega-3 polyunsaturated fatty acids: a fundamental dichotomy between freshwater and terrestrial ecosystems. *Environmental Reviews*, 23(4): 414–424. DOI: [10.1139/er-2015-0029](https://doi.org/10.1139/er-2015-0029)
- Hostmann M., Buchecker M., Ejderyan O., Geiser U., Junker B., Schweizer S., Truffer B., Zaugg Stern M. 2005. Wasserbauprojekte gemeinsam planen. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ: 48 S.
- Iwata T., Nakano S., Murakami M. 2003. Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography*, 26(3): 325–337. DOI: [10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x)
- Izadinia E., Heidarpour M. 2016. Discharge coefficient of a circular-crested side weir in rectangular channels. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 142(6): 06016005. DOI: [10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001025](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001025)
- Jäggi M., Boes R., Bühlmann M., Dähler M., Huber A., Kaspar H., Schluh M., Weiss H., Stocker S., Weitbrecht V., Schmocker L. 2015. Positionspapier zu seitlichen Hochwasserentlastungen an Flüssen. Kommission für Hochwasserschutz des Schweizerischen Wasserwirtschaftsverbandes (KOHS). *Wasser Energie Luft*, 107(4): 293–295. ISSN: 0377-905X
- Jöhl R., Martin M., Bonnard L., Huber C. 2020. Lösungswege bei überlagernden Interessen im Bereich Biodiversität. Info Habitat. Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU), Bern: 60 S.
- Jonsson B., Jonsson N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout: habitat as a template for life histories. Springer, Dordrecht: 708 S. DOI: [10.1007/978-94-007-1189-1](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1189-1)
- Juez C., Schärer C., Jenny H., Schleiss A.J., Franca M.J. 2019. Floodplain land cover and flow hydrodynamic control of overbank sedimentation in compound channel flows. *Water Resources Research*, 55(11): 9072–9091. DOI: [10.1029/2019WR024989](https://doi.org/10.1029/2019WR024989)
- Kato C., Iwata T., Nakano S., Kishi D. 2003. Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. *Oikos*, 103(1): 113–120. DOI: [10.1034/j.1600-0706.2003.12477.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12477.x)
- Keller I., Schuler J., Bezault E., Seehausen O. 2012. Parallel divergent adaptation along replicated altitudinal gradients in Alpine trout. *BMC Evolutionary Biology*, 12: 210. DOI: [10.1186/1471-2148-12-210](https://doi.org/10.1186/1471-2148-12-210)
- Keller I., Taverna A., Seehausen O. 2011. Evidence of neutral and adaptive genetic divergence between European trout populations sampled along altitudinal gradients. *Molecular Ecology*, 20(9): 1888–1904. DOI: [10.1111/j.1365-294X.2011.05067.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05067.x)
- Kondolf G.M. 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*, 21: 533–551. DOI: [10.1007/s002679900048](https://doi.org/10.1007/s002679900048)

- Kondolf G.M. 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(1): 262–281. DOI: [10.1577/1548-8659\(2000\)129<0262:ASSGQ>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129<0262:ASSGQ>2.0.CO;2)
- Kondolf G.M., Wolman M.G. 1993. The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research*, 29(7): 2275–2285. DOI: [10.1029/93WR00402](https://doi.org/10.1029/93WR00402)
- Kraus J. M. 2019. Contaminants in linked aquatic–terrestrial ecosystems: predicting effects of aquatic pollution on adult aquatic insects and terrestrial insectivores. *Freshwater Science*, 38(4): 919–927. DOI: [10.1086/705997](https://doi.org/10.1086/705997)
- Laeser S.R.C., Baxter V., Fausch K.D. 2005. Riparian vegetation loss, stream channelization, and web-weaving spiders in northern Japan. *Ecological Research*, 20(6): 646–651. DOI: [10.1007/s11284-005-0084-3](https://doi.org/10.1007/s11284-005-0084-3)
- Lepori F., Hjerdt N. 2006. Disturbance and aquatic biodiversity: reconciling contrasting views. *BioScience*, 56(10): 809–818. DOI: [10.1641/0006-3568\(2006\)56\[809:DAABRC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[809:DAABRC]2.0.CO;2)
- Maggini R. 2011. Species distribution models for conservation-oriented studies in Switzerland: filling data and tools gaps. Doktorarbeit, Universität Lausanne, Lausanne.
- Maggini R., Lehmann A., Zbinden N., Zimmermann N.E., Bolliger J., Schröder B., Foppen R., Schmid H., Beniston M., Jenni L. 2014. Assessing species vulnerability to climate and land use change: the case of the Swiss breeding birds. *Diversity and Distributions*, 20(6): 708–719. DOI: [10.1111/ddi.12207](https://doi.org/10.1111/ddi.12207)
- Mathers K.L., Kowarik C., Rachely C., Robinson C.T., Weber C. 2021a. The effects of sediment traps on instream habitat and macroinvertebrates of mountain streams. *Journal of Environmental Management*, 295: 113066. DOI: [10.1016/j.jenvman.2021.113066](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113066)
- Mathers K.L., Robinson C.T., Weber C. 2021b. Artificial flood reduces fine sediment clogging enhancing hyporheic zone physiochemistry and accessibility for macroinvertebrates. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(4): e12103. DOI: [10.1002/2688-8319.12103](https://doi.org/10.1002/2688-8319.12103)
- Mathers K.L., Robinson C.T., Weber C. (2022). Patchiness in flow refugia use by macroinvertebrates following an artificial flood pulse. *River Research and Applications*, 38: 696–707.
- Meurer S., Pfarr U. 2018. 30 Jahre gesteuerte Hochwasserrückhaltung am südlichen Oberrhein. *Natur und Landschaft*, 93(2): 64–70. DOI: [10.17433/2.2018.5015354764-70](https://doi.org/10.17433/2.2018.5015354764-70)
- Meile T., Fette M., Baumann P. 2005. Synthesebericht Schwall/Sunk. Eine Publikation des Rhone-Thur-Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ: 48 S.
- Mooneyham C., Strom K. 2018. Deposition of suspended clay to open and sand-filled framework gravel beds in a laboratory flume. *Water Resources Research*, 54(1): 323–344. DOI: [10.1002/2017WR020748](https://doi.org/10.1002/2017WR020748)
- Mörtl C., Vorlet S.L., Manso P.A., De Cesare G. 2020. The sediment challenge of Swiss river corridors interrupted by man-made reservoirs. In: Uijtewaal W., Franca M.J., Valero D., Chavarrias V., Arbós C.Y., Schielen R., Crosato A. (Hrsg.). *Riverflow 2020: Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Conference on Fluvial Hydraulics*. Delft, The Netherlands, 7–10. Juli 2020. CRC Press, London: 1764–1773. DOI: [10.1201/b22619](https://doi.org/10.1201/b22619)
- Mörz S. 2017. Einfluss des Keimsubstrats auf die Etablierung und das Konkurrenzverhalten von auentypischen Pflanzenarten sowie invasiven Pflanzenarten. Bachelorarbeit, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, WSL Birmensdorf.
- Muehlbauer J.D., Lupoli C.A., Kraus J.M. 2019. Aquatic–terrestrial linkages provide novel opportunities for freshwater ecologists to engage stakeholders and inform riparian management. *Freshwater Science*, 38(4): 946–952. DOI: [10.1086/706104](https://doi.org/10.1086/706104)
- Murray-Bligh J. 1999. Procedures for collecting and analysing macroinvertebrate samples. BT0001. The Environment Agency, Bristol: 176 S.
- Packman A.I., MacKay J.S. 2003. Interplay of stream–subsurface exchange, clay particle deposition, and streambed evolution. *Water Resources Research*, 39(4): 1097. DOI: [10.1029/2002WR001432](https://doi.org/10.1029/2002WR001432)

- Paetzold A., Schubert C.J., Tockner K. 2005. Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: riparian arthropods feeding on aquatic insects. *Ecosystems*, 8(7): 748–759. DOI: 10.1007/s10021-005-0004-y
- Paetzold A., Smith M., Warren P.H., Maltby, L. 2011. Environmental impact propagated by cross-system subsidy: chronic stream pollution controls riparian spider populations. *Ecology*, 92(9): 1711–1716. DOI: 10.1890/10-2184.1
- Parasiewicz P. 2011. MesoHABSIM – a concept for application of instream flow models in river restoration planning. *Fisheries*, 26(9): 6–13. DOI: 10.1577/1548-8446(2001)026<0006:M>2.O.CO;2
- Park J., Batalla R.J., Birgand F., Esteves M., Gentile F., Harrington J.R., Navratil O., López-Tarazón J.A., Vericat D. 2019. Influences of catchment and river channel characteristics on the magnitude and dynamics of storage and re-suspension of fine sediments in river beds. *Water*, 11(5): 878. DOI: 10.3390/w11050878
- Pfarr U. 2014. Erfahrung mit ökologischen Flutungen der Polder Altenheim – Umweltverträglicher Hochwasserschutz im Integrierten Rheinprogramm. *Auenmagazin, Magazin des Auenzentrums Neuburg an der Donau*, Juni 2014: 9–13.
- Pistocchi A., Castellarin A. 2012. An analysis of change in alpine annual maximum discharges: implications for the selection of design discharges. *Hydrological Processes*, 26: 1517–1526. DOI: 10.1002/hyp.8249
- Pulg U., Barlaup B.T., Sternecker K., Trepl L., Unfer G. 2013. Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo trutta*) in a regulated chalk stream. *River Research and Applications*, 29(2): 172–182. DOI: 10.1002/rra.1594
- Rachelly C., Friedl F., Boes R.M., Weitbrecht V. 2021a. Morphological response of channelized, sinuous gravel-bed rivers to sediment replenishment. *Water Resources Research*, 57(6): e2020WR029178. DOI: 10.1029/2020WR029178
- Rachelly C., Mathers K.L., Weber C., Weitbrecht V., Boes R.M., Vetsch D.F. 2021b. How does sediment supply influence refugia availability in river widenings? *Journal of Ecohydraulics*, 6(2): 121–138. DOI: 10.1080/24705357.2020.1831415
- Rachelly C., Weitbrecht V., Vetsch D.F., Boes R.M. 2018. Morphological development of river widenings with variable sediment supply. In: Paquier A., Rivière N. (Hrsg.). *River Flow 2018: 9<sup>th</sup> International conference on fluvial hydraulics*. Lyon-Villeurbanne, Frankreich, 5.–8. September 2018. *E3 Web of Conferences*, 40: 02007. DOI: 10.1051/e3sconf/20184002007
- Ramberg E., Burdon F.J., Sargac J., Kupilas B., Rîşnoveanu G., Lau D.C., Johnson R.K., McKie B.G. 2020. The structure of riparian vegetation in agricultural landscapes influences spider communities and aquatic-terrestrial linkages. *Water*, 12(10): 2855. DOI: 10.3390/w12102855
- Ranga Raju K.G., Gupta S.K., Prasad B. 1979. Side weir in rectangular channel. *Journal of the Hydraulics Division*, 105(5): 547–554. DOI: 10.1061/JYCEAJ.0005207
- Riebe C.S., Sklar L.S., Overstreet B.T., Wooster J.K. 2014. Optimal reproduction in salmon spawning substrates linked to grain size and fish length. *Water Resources Research*, 50(2): 898–918. DOI: 10.1002/2013WR014231
- Robinson C. 2018. Long-term ecological responses of the River Spöl to experimental floods. *Freshwater Science*, 37(3): 433–447. DOI: 10.1086/699481
- Rohde S. 2005. *Integriertes Gewässermanagement – Erkenntnisse aus dem Rhone-Thur-Projekt*. Synthesebericht Gerinneaufweitungen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL, Birmensdorf: 69 S.
- Rosier B. 2007. Interaction of side weir overflow with bed-load transport and bed morphology in a channel. Doktorarbeit, EPFL, Lausanne.
- Rosier B., Boillat J.L., Schleiss A. 2008. Berücksichtigung von morphologischen Prozessen bei der Bemessung einer seitlichen Notentlastung an Flüssen. Rhone-Thur-Projekt. *Wasser Energie Luft*, 100(1): 1–6.
- Sayanova O.V., Napier J.A. 2004. Eicosapentaenoic acid: biosynthetic routes and the potential for synthesis in transgenic plants. *Phytochemistry*, 65(2): 147–158. DOI: 10.1016/j.phytochem.2003.10.017



- 
- Schälchli U. 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia*, 235: 189–197. DOI: [10.1007/BF00026211](https://doi.org/10.1007/BF00026211)
- Schälchli U. 1993. Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Doktorarbeit, ETH Zürich, Zürich. DOI: [10.3929/ethz-a-001322977](https://doi.org/10.3929/ethz-a-001322977)
- Schälchli U., Kirchhofer A. 2012. Sanierung Geschiebebehalt – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. *Umwelt-Vollzug*, UV-1226-D, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern: 74 S.
- Schälchli, Abegg + Hunzinger. 2001. Trübung und Schwall Alpenrhein – Einfluss auf Substrat, Benthos und Fische, Fachbericht Trübung, Strömung, Geschiebetrieb und Kolmation. Internationale Regierungskommission Alpenrhein – Projektgruppe Gewässer und Fischökologie: 101 S.
- Schälchli, Abegg + Hunzinger. 2002. Kolmation: Methoden zur Erkennung und Bewertung. Im Auftrag des Wasserforschungsinstituts des ETH-Bereichs (Eawag), Dübendorf: 24 S.
- Schleiss A.J., De Cesare G., Althaus J.J. 2010. Verlandung der Stauseen gefährdet die nachhaltige Nutzung der Wasserkraft. *Wasser Energie Luft*, 102(1): 31–40.
- Schlotz N., Roulin A., Ebert D., Martin-Creuzburg D. 2016. Combined effects of dietary polyunsaturated fatty acids and parasite exposure on eicosanoid-related gene expression in an invertebrate model. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 201: 115–123. DOI: [10.1016/j.cbpa.2016.07.008](https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2016.07.008)
- Schroff R., Mörtl C., De Cesare G. 2021. Wirkungskontrolle einer Sedimentzugabe: Habitatvielfalt und Kolmation. *WasserWirtschaft*, 111(9), 68–76. DOI: [10.1007/s35147-021-0896-2](https://doi.org/10.1007/s35147-021-0896-2)
- Stähly S., Franca M.J., Robinson C.T., Schleiss A.J. 2020. Erosion, transport and deposition of a sediment replenishment under flood conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(13): 3354–3367. DOI: [10.1002/esp.4970](https://doi.org/10.1002/esp.4970)
- Stanley D.W. 2014. Eicosanoids in invertebrate signal transduction systems. Princeton University Press, Princeton. ISBN: 9780691630038
- Sternecker K., Wild R., Geist J. 2013. Effects of substratum restoration on salmonid habitat quality in a subalpine stream *Environmental Biology of Fishes*, 96(12): 1341–1351. DOI: [10.1007/s10641-013-0111-0](https://doi.org/10.1007/s10641-013-0111-0)
- Stillwell W., Wassall S.R. 2003. Docosahexaenoic acid: membrane properties of a unique fatty acid. *Chemistry and Physics of Lipids*, 126(1): 1–27. DOI: [10.1016/s0009-3084\(03\)00101-4](https://doi.org/10.1016/s0009-3084(03)00101-4)
- Streit A. 2018. Vorkommen von *Arthonia cinnabarina* auf *Fraxinus excelsior* in den Hartholzauenwäldern des Einzugsgebiets der oberen Töss (ZH, Schweiz). Universität Bern.
- Tonina D., Buffington J.M. 2009. Hyporheic exchange in mountain rivers I: mechanics and environmental effects. *Geography Compass*, 3(3): 1063–1086. DOI: [10.1111/j.1749-8198.2009.00226.x](https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2009.00226.x)
- Tonolla D. 2017. Schwall-Sunk-Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. *Umwelt-Vollzug*, UV-1701-F, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern: 133 S.
- Twining C.W., Brenna J.T., Lawrence P., Shipley J.R., Tollefson T.N., Winkler D.W. 2016. Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids support aerial insectivore performance more than food quantity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(39): 10920–10925. DOI: [10.1073/pnas.1603998113](https://doi.org/10.1073/pnas.1603998113)
- Twining C.W., Shipley J.R., Winkler D.W. 2018. Aquatic insects rich in omega-3 fatty acids drive breeding success in a widespread bird. *Ecology Letters*, 21(12): 1812–1820. DOI: [10.1111/ele.13156](https://doi.org/10.1111/ele.13156)
- Uttaro A.D. 2006. Biosynthesis of polyunsaturated fatty acids in lower eukaryotes. *IUBMB Life*, 58(10): 563–571. DOI: [10.1080/15216540600920899](https://doi.org/10.1080/15216540600920899)

- Van Looy K., Tonkin J.D., Flourey M., Leigh C., Soininen J., Larsen S., Heino J., Poff N.L.R., Delong M., Jähnig S.C., Detry T. 2019. The three Rs of river ecosystem resilience: resources, recruitment, and refugia. *River Research and Applications*, 35(2): 107–120. DOI: [10.1002/rra.3396](https://doi.org/10.1002/rra.3396)
- Van Rijn L.C. 1984. Sediment transport, part II: suspended load transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110(11): DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1984\)110:11\(1613\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:11(1613))
- Van Rijn L.C. 2005. Principles of sedimentation and erosion engineering in rivers, estuaries and coastal seas. Aqua Publications, Blokzijl: 623 S. ISBN: 9789080035669
- Vanzo D., Peter S., Vonwiller L., Bürgler M., Weberndorfer M., Siviglia A., Conde D., Vetsch D.F. 2021. Basement v3: a modular freeware for river process modelling over multiple computational backends. *Environmental Modelling and Software*, 143: 105102. DOI: [10.1016/j.envsoft.2021.105102](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105102)
- Vetsch D., Allen J., Belser A., Boes R., Brodersen J., Fink S., Franca M., Juez C., Nadyeina O., Christopher R.T., Scheidegger C., Schleiss A., Siviglia A., Weber C., Weitbrecht V. 2018. Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung: Forschungsprogramm «Wasserbau und Ökologie». *Wasser, Energie und Luft*, 110(1): 19–24.
- Vetsch D.F., Bürgler M., Gerke E., Kammerer S., Vanzo D., Boes R. 2020. BASEMENT – Softwareumgebung zur numerischen Modellierung der Hydro- und Morphodynamik in Fließgewässern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 72(7): 281–290. DOI: [10.1007/s00506-020-00677-6](https://doi.org/10.1007/s00506-020-00677-6)
- Vetsch D.F., Siviglia A., Bacigaluppi P., Bürgler M., Caponi F., Conde D., Gerke E., Kammerer S., Koch A., Peter S., Vanzo D., Vonwiller L., Weberndorfer M. 2021. System manuals of BASEMENT, version 3.1.1. Laboratory of Hydraulics, Glaciology and Hydrology (VAW). ETH Zürich, Zürich. [www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)
- Weber C., Nilsson C., Lind L., Alfredsen K.T., Polvi L. 2013. Winter disturbances and riverine fish in temperate and cold regions. *BioScience*, 63(3): 199–210. DOI: [10.1525/bio.2013.63.3.8](https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.3.8)
- Weber C., Sprecher L., Åberg U., Thomas G., Baumgartner S., Haertel-Borer S. 2019. Zusammenfassung und Inhalt. In: Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Hrsg.). Wirkungskontrolle Revitalisierung – gemeinsam lernen für die Zukunft. BAFU, Bern: 1–3.
- Wharton G., Mohajeri S.H., Righetti M. 2017. The pernicious problem of streambed colmation: a multi-disciplinary reflection on the mechanisms, causes, impacts, and management challenges. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(5): e1231. DOI: [10.1002/wat2.1231](https://doi.org/10.1002/wat2.1231)
- Wohl E., Bledsoe B.P., Jacobson R.B., Poff N.L.R., Rathburn S.L., Walters D.M., Wilcox A.C. 2015. The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience*, 65(4): 358–371. DOI: [10.1093/biosci/biv002](https://doi.org/10.1093/biosci/biv002)
- Wöllner R., Scheidegger C., Fink S. 2021. Gene flow in a highly dynamic habitat and a single founder event: proof from a plant population on a relocated river site. *Global Ecology and Conservation*, 28: e01686. DOI: [10.1016/j.gecco.2021.e01686](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01686)
- Woolsey S., Weber C., Gonser T., Hoehn E., Hostmann M., Junker B., Roulier C., Schweizer S., Tiegs S., Tockner K., Peter A. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Eine Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ: 112.
- Wooster J.K., Dusterhoff S.R., Cui Y., Sklar L.S., Dietrich W.E., Malko M. 2008. Sediment supply and relative size distribution effects on fine sediment infiltration into immobile gravels. *Water Resources Research*, 44(3): W03424. DOI: [10.1029/2006WR005815](https://doi.org/10.1029/2006WR005815)